

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern - eine methodenkritische Auseinandersetzung mit Definition und Verfahren zur Herleitung charakteristischer Arten und zur Frage von Artengemeinschaften, unter besonderer Berücksichtigung der nach §30 BNatschG geschützten Waldgesellschaften und der Wald-Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie und vergleichenden Einbeziehung natürlicherweise waldfreier Sonderstandorte im Wald

Stefan Müller-Kroehling

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Forstwissenschaft (Dr. rer. silv.) genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. R. Mosandl
Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. U. Ammer (em.)
2. Univ.-Prof. Dr. A. Fischer
3. Univ.-Prof. Dr. D. Barndt (i. R.)

Technische Universität Berlin

Die Dissertation wurde am 16.03.2015 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 19.06.2015 angenommen.

Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern - eine methodenkritische Auseinandersetzung mit Definition und Verfahren zur Herleitung charakteristischer Arten und zur Frage von Artengemeinschaften

**unter besonderer Berücksichtigung der nach
§30 BNatSchG geschützten Waldgesellschaften
und der Wald-Lebensraumtypen des Anhanges
I der FFH-Richtlinie und vergleichenden
Einbeziehung natürlicherweise waldfreier
Sonderstandorte im Wald**

Dissertation zur Erlangung der Doktorgrades „Dr. rer. silv.“ der
Fakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der
Technischen Universität München

von Stefan Müller-Kroehling aus Münster (Westf.)

Landshut und Freising, im März 2015

Inhaltsverzeichnis

Hinweis: Ein Abkürzungsverzeichnis findet sich in Anlage A.2.3., ein Glossar in Anlage A.2.4.

Inhalt

Inhaltsverzeichnis	2
Vorwort	4
1. Einleitung	6
1.1. Aufgabenstellung und Hypothesen	6
1.2. Bezugsraum	6
1.3. Anwendungen	7
2. Material und Methode	8
2.1. Die Gruppe der Laufkäfer und ihre Erfassung	8
2.1.1. Abgrenzung und Eignung der Gruppe der bodenbewohnenden Laufkäfer	8
2.1.2. Erfassungsmethodik	10
2.1.3. Bestimmung und Nomenklatur	12
2.1.4. Informationen über die Gefährdung und Schutzverantwortung	14
2.1.5. Arealgeographische Aspekte	15
2.1.6. Ausgestorbene und verschollene Arten	18
2.2. Die zu charakterisierenden Habitattypen und Untersuchungsflächen	19
2.2.1. Bayerns Wälder	19
2.2.2. Gliederung der Habitattypen und Vorkommen in Bayern	20
2.2.3. Zusammenfassung von Habitaten zu Bestockungs- und Standorts-basierten Gruppen	27
2.2.4. Habitatparameter	29
2.2.5. Schlüsselparameter	31
2.2.6. Untersuchungsflächen	32
2.3. Auswertungsmethodik	35
2.3.1. Datenbehandlung und verwendete Software	35
2.3.2. Maße der Art-Beziehungen zum Lebensraum	36
2.3.3. Statistische Methoden	37
2.3.4. Literaturreferenzierung	44
2.3.5. Zusammenführung der Testergebnisse und Literaturreferenzierung	48
3. Ergebnisse	51
3.1. Ordination der Habitattypengruppen	51
3.2. Buchenwälder	53
3.2.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren	53
3.2.2. Datengrundlage	55
3.2.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	56
3.2.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	65
3.2.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	67
3.3. Schluchtwälder, insbesondere Mondviolen-Eschen-Ahorn-Schatthang-Schluchtwald	69
3.3.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren	69
3.3.2. Datengrundlage	72
3.3.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	72
3.3.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	80
3.3.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	82

3.4. Eichenwälder, insbesondere Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald	84
3.4.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.	84
3.4.2. Datengrundlage	88
3.4.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	89
3.4.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	100
3.4.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	102
3.5. Natürliche Hochlagen-Fichtenwälder	104
3.5.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.	104
3.5.2. Datengrundlage	106
3.5.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	109
3.5.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	119
3.5.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	124
3.6. Natürliche Kiefernwälder und Waldbrandhabitats	126
3.6.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.	126
3.6.2. Datengrundlage	131
3.6.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	132
3.6.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	152
3.6.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	159
3.7. Auwälder	161
3.7.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.	161
3.7.2. Datengrundlage	165
3.7.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	165
3.7.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	183
3.7.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	185
3.8. Bruchwälder	187
3.8.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.	187
3.8.2. Datengrundlage	188
3.8.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	189
3.8.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	198
3.8.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	201
3.9. Moorzwälder und ombrotrophe Moore	202
3.9.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.	202
3.9.2. Datengrundlage	208
3.9.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp	208
3.9.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume	228
3.9.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen	230
4. Diskussion	231
A - Die Stellung der Lebensräume und Arten unter- und zueinander	231
B - Die Beschreibung der Beziehungen der Lebensräume und Arten	236
C - Charakteristische Arten	247
D- Indikation und Bewertung	263
E - Ein neues Verständnis charakteristischer Arten	277
5. Zusammenfassung	281
6. Literaturverzeichnis	284
Danksagungen	306
Artregister des Hauptteils	308
Anlagen	313

Vorwort

Die Entwicklung der Lebensräume Bayerns war seit der letzten Eiszeit von steten Umwälzungen geprägt, zunächst natürlichen, später aber zunehmend überlagert von anthropogenen. Der Landschaftswandel der letzten 100 Jahre, beginnend mit einer Trockenlegung, dann einer „Verkoppelung“ der Landschaft (Löns), zuletzt verschärfend verknüpft mit „global change“-Phänomenen wie einer zunehmenden Stickstoffübersättigung und dem Klimawandel (Fischer 2008), aber aktuell auch der „Energiewende“ und ihren Folgen v.a. in der offenen Landschaft, machte selbst vor vergleichsweise entlegenen Gebieten, und auch vor Schutzgebietsgrenzen nicht halt. Es gibt kein größeres Moor in Bayern, das nicht zumindest Ansätze eines Grabensystems aus vergangenen Zeiten trägt, kein Fließgewässer, das nicht zumindest teilweise reguliert wurde und (fast) kein noch so kleines Waldgebiet, das nie in seiner Geschichte eine zumindest zeitweise relativ intensive forstliche Nutzung gesehen hat. Verschärfend kommen eine wachsende Zahl infolge ungehemmter Globalisierung eingeschleppter Arten und insbesondere Baumkrankheiten wie des Ulmensterbens, Eichenmehltaus und Eschentriebsterbens hinzu, die die Baumartenzusammensetzung nachhaltig verändern.

Als Konsequenz sind viele Arten, wie auch Lebensräume, wie auch die genetische Vielfalt, und somit alle Komponenten der Biodiversität, rückläufig und vielfach auch mehr oder weniger gefährdet. Es wurde erkannt, dass ihr Schutz spezieller Anstrengungen bedarf, und in neuerer Zeit auch, dass es hierfür einer Strategie und eines programmatischen Ansatzes bedarf. Der Erhalt der Biodiversität kann wegen deren großen Zahl überwiegend nicht auf der Ebene einzelner Arten erfolgen, von speziellen Ausnahmen abgesehen, in denen ausgewählten Arten Artenhilfsprogramme gewidmet werden. Vielmehr muss Grundlage eines systematischen Schutzes der Biodiversität der Schutz der Lebensräume sein. Es ist naheliegend, dass diese Lebensräume hierfür typisiert und klassifiziert werden müssen, beispielsweise als geschützte Vegetationstypen oder FFH-Lebensraumtypen. Nur wenn wir jedoch auch die Beziehungen der Arten zu diesen Lebensraumtypen und zu ihren Lebensräumen verstehen, haben wir eine Chance, das Ziel zu erreichen, die bei uns vorkommende Artenvielfalt zu erhalten.

Die vorliegende Arbeit steht für Waldhabitate in Bayern in diesem Kontext, am Beispiel einer der weltweit artenreichsten Käferfamilien, die vom Spülsaum der Meeresküste bis zur lichtlosen Alpenhöhle fast jeden denkbaren Landlebensraum erobert hat. Im Zentrum steht dabei die angewandte Frage, welche Definition „charakteristischer Arten“ eine geeignete ist, und welche Verfahren geeignet sind, auf transparenter, wissenschaftlicher Basis die charakteristischen Arten der bayerischen Waldlebensräume zu identifizieren. Diesem Merkmal kann für angewandte Fragestellungen, wie sie sich etwa im Rahmen der Erstellung von FFH-Managementplänen und der dabei erfolgenden Beurteilung des Erhaltungszustandes, oder bei der Bewertung von Eingriffen im Rahmen von Infrastrukturmaßnahmen, oder der Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für Schutzgebiete ergeben, eine bedeutsame Rolle zukommen. Charakteristische Arten können dabei gegenüber menschlichen Wertmaßstäben als objektivierbare Informationsträger dienen.

Die Bearbeitung aller in Bayern realisierten Habitattypen einschließlich jener der offenen Kulturlandschaft hätte den Vorteil, dass daraus Vergleiche über die Habitattypen hinweg angestellt werden können. Dies wäre eine wichtige Grundlage im Kontext der Diskussion um den Erhalt der Biodiversität. Ein solches Vorhaben für eine so große Zahl von Habitattypen in einer einheitlichen Bearbeitungstiefe wäre andererseits aber ohne jeden Zweifel selbst für nur eine Artengruppe ein Lebenswerk oder das einer ganzen Arbeitsgruppe. In vorliegender Arbeit wurde versucht, zumindest alle für Bayern bedeutsamen Wald-Habitattypen einzubeziehen, neben ihren natürlicherweise offenen Komplex- und Kontakthabitaten. Es

kann angenommen werden, dass diese Lebensräume zumindest für den Erhalt der ursprünglichsten Komponente unserer Artenvielfalt die bedeutsamsten sind.

Für manche Habitattypen ist die „Datendecke“ sicher noch verbesserungsbedürftig, für andere verbesserungsfähig. Das System ist offen angelegt, soll fortgeführt werden und alle Anwender auch zur Mitarbeit an seiner Fortführung anregen.

Um das vorgenannte Ziel zu erreichen, war es unabdingbar, die zahlreichen Arbeiten, d.h. Veröffentlichungen und vor allem auch die „graue Literatur“ zu Laufkäfern in Bayerns Wäldern und natürlicherweise offenen Kontaktlebensräumen wie Mooren und Blockhalden aufzubereiten und so diese Daten der Fragestellung zugänglich zu machen, und dies war überhaupt auch Voraussetzung für die Realisierbarkeit der Arbeit in ihrer vorliegenden Bandbreite an Lebensräumen. Gleichzeitig werden dadurch diese Arbeiten erst in den Kontext konkreter Habitattypen gestellt. Ohne die Möglichkeit, diese Daten einzubeziehen, wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen, und daher gebührt den Urhebern dieser Daten mein herzlicher, kollegialer Dank (siehe in der Danksagung und im Literaturverzeichnis).

Möge die vorgelegte Arbeit ein Baustein zum Erhalt der heimischen Biodiversität, aber auch zur richtigen Prioritätensetzung und sach- und konsensorientierten Diskussion um die fachlich angemessenen Schutzinstrumente sein, wie Ammer (1998) sie eingefordert hat.

Ich habe im Rahmen der Erstellung dieser Arbeit mehr über Waldlebensräume gelernt, als ich jemals zu hoffen gewagt hätte.

Ich widme die Arbeit meinen lieben Eltern, Maria Müller aus Menden und Dr. Helmut Müller aus Tronitz, die mich in allen meinen Zielen immer unterstützt haben, in liebender Dankbarkeit.

1. Einleitung

1.1. Aufgabenstellung und Hypothesen

Der Erhalt und Schutz der großen Zahl heimischer Tier und Pflanzenarten kann nicht auf Basis aller einzelnen Arten erfolgen, sondern nur über die Lebensräume. Diese werden zu diesem Zweck in der Regel nach standorts- oder vegetationskundlichen Merkmalen typisiert und ergeben dann gegliederte Systeme der Lebensräume. Auf solchen aufbauend unterliegen in Deutschland kraft §30 BNatschG sowie innerhalb der gesamten EU über den Anhang I der FFH-Richtlinie (Evans 2010) bestimmte Lebensräume einem Schutz.

Lebensraumtypen sind Heimat von Tierarten, die vielfach als deren „Gemeinschaften“ bezeichnet werden. „Charakteristische Arten“ und verwandte Begriffe werden, je nach Definition, zu ihrer Abgrenzung, Kennzeichnung oder Bewertung herangezogen.

Seit langem beschäftigt sich die Ökologie kontrovers mit der Frage von Gemeinschaften bzw. Assoziationen der Arten, was sowohl für die Pflanzen- als auch die Tiere gilt. Auch die Frage, was unter den „charakteristischen Arten“ der Lebensraumtypen zu verstehen ist, wird kontrovers diskutiert. Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher die Betrachtung der folgenden Fragestellungen, am Beispiel der Familie der Laufkäfer:

- **Was genau ist die Beziehung der Arten zu den typisierten Lebensräumen? Gibt es Gemeinschaften der Laufkäfer in Bayerns naturnahen Waldlebensräumen? Wie sind diese Gemeinschaften zusammengesetzt?**
- **Gibt es „charakteristische Arten“, und wie ist ihre Stellung zu den genannten Lebensräumen, bzw. wie leiten sie sich sinnvoller Weise her? Was ist die sinnvolle Definition „charakteristischer Arten“**
- **Wie stehen beide Konzepte (Gemeinschaften, charakteristische Arten) in Zusammenhang?**

Die entsprechenden Hypothesen lauten:

- **Es gibt Gemeinschaften, die den definierten Lebensräumen (§30, FFH-LRT) zugeordnet werden können, und die sich aus auf diese LRT spezialisierten und nicht spezialisierten Arten zusammensetzen**
- **Es gibt charakteristische Arten der Lebensraumtypen**

1.2. Bezugsraum

Bezugsraum der Arbeit ist Bayern, ein Bundesland von erheblicher Flächenausdehnung und großer naturräumlicher Vielfalt. Etwa 2,5 Millionen Hektar bzw. 36% der Landesfläche sind bewaldet.

Nicht Ziel des Projektes war die Bearbeitung des Themas im **Hochgebirge der Alpen**. Es ist bekannt (Balkenohl & Grosseschallau 1985, Förster 1986, Förster 1987, Hemmer & Terlutter 1991), dass viele Arten im Hochgebirge, speziell auch den Alpen, andere, ja z.T. völlig andere Habitatbeziehungen aufweisen als im übrigen Gebiet. Ein Grund ist wohl, dass erhebliche Teile der Nordalpen zumindest in gewisser Hinsicht aufgrund ihrer Topographie,

hohen Niederschläge und entsprechenden Luftfeuchtigkeit sowie kalkreichen Ausgangsgesteine schon zonal als „Sonderstandort“ zu verstehen wären.

Dieser Problematik könnte man nur mit einem eigenen, getrennten Untersuchungsansatz für die Alpen begegnen. Ein solcher könnte sich ähnlicher Ansätze wie vorliegende Arbeit bedienen, würde aber in sich schon aufgrund der benötigten Datenbasis ein eigenes Projekt darstellen. Hierauf wurde daher verzichtet, wenn auch, u.a. in Zusammenarbeit mit der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden und der Naturwaldreservatsforschung einige Gebiete im bayerischen Alpenraum untersucht wurden. Diese Untersuchungen müssen an zahlreichen weiteren repräsentativen Standorten des Hochgebirges fortgeführt werden, bevor entsprechende Auswertungen möglich sind. Die eigenen Untersuchungen in den Alpen wurden hier daher ebenfalls weitestgehend (bis auf Daten aus Schneeheide-Kiefernwald sowie aus Blockhalden und Mooren) nicht oder nur vergleichend zitierend einbezogen. Die genannten Ausnahmen begründen sich wie folgt: Schneeheide-Kiefernwald tritt praktisch nur im Alpenraum und dealpin auf, und zwar nicht hochalpin, sondern montan, ist also nur bedingt ein Lebensraum des Hochgebirges. Blockhalden und Moore verfügen beide in ausgeprägtem Maß über ein Eigenklima, sind also wesentlich weniger von den Bedingungen der Umgebung geprägt (Priehäuser 1956, Molenda 1995). Es erschien daher sinnvoll und möglich, die vorhandenen Daten aus diesen Habitattypen auch aus dem Gebiet der Alpen mit in die Auswertungen einzubeziehen.

1.3. Anwendungen

Die Arbeit soll einen Beitrag zur Definition und Auswahl charakteristischer Arten für **Bewertungen** konkreter Flächen liefern, wie sie sich beispielsweise bei Bewertungsfragen im Rahmen des FFH-Managements und z.B. bei Verträglichkeitsprüfungen ergeben können, und integraler Bestandteil der Definition des „günstigen Erhaltungszustandes“ sind (Art. 1 Ziffer e der FFH-RL, vgl. Bernotat et al. 2007).

Aus den Ergebnissen ist auch Aufschluss zu den Habitatfaktoren zu erwarten, die für das Vorkommen konkreter Arten eine Rolle spielen. Dies ermöglicht Rückschlüsse auf die notwendigen **Maßnahmen**, die diese Faktoren beeinflussen. Daraus wiederum können Empfehlungen abgeleitet werden.

Die Zuordnung der Arten, die in Wäldern auftreten, zu Lebensräumen ermöglicht auch übergeordnete Fragestellungen zu betrachten. Die Anwendungsmöglichkeiten können dabei beispielsweise im Bereich **strategischer Entscheidungen** liegen. Welche Rolle spielen die Lebensräume hinsichtlich ihres Beitrages für die heimische Artenvielfalt, d.h. in welchem Maße sind sie gekennzeichnet durch mehr oder weniger spezialisierte Arten? In welchen Lebensräumen treten gefährdete Arten auf, und jene Arten, für die eine besondere Schutzverantwortung Bayerns, Deutschland oder Mitteleuropas besteht?

Die Arbeit soll für beide Anwendungsbereiche methodisch-konzeptionelle, wie auch in Bezug auf die Datenlage der Laufkäfer in Wäldern auch spezielle fachliche Grundlagen schaffen. Die entsprechenden Anwendungen und Ableitungen sollen aber separaten Arbeiten (vgl. z.B. Müller-Kroehling 2013a) vorbehalten bleiben.

Es liegt in der Natur der Sache, dass die vorliegende Arbeit die vorgenannten Fragestellungen nur für Waldhabitats und ausgewählte natürlicher waldfreie Kontakthabitats leisten kann, und nicht für alle in Bayern vorkommenden Lebensräume. Obwohl Bayern von Natur aus weitgehend bewaldet war, und es vorrangig um den Erhalt der natürlichen Artenvielfalt geht, ist diese Einschränkung zu beachten.

2. Material und Methode

2.1. Die Gruppe der Laufkäfer und ihre Erfassung

2.1.1. Abgrenzung und Eignung der Gruppe der bodenbewohnenden Laufkäfer

Abgrenzung der Gruppe für die Bearbeitung

Gegenstand der Betrachtung sind die **Laufkäfer** (Carabidae) (einschließlich der eng verwandten, von vielen Autoren v.a. neuerdings auch als Unterfamilie aufgefassten **Sandlaufkäfer** (Cicindelidae)).

Nicht einbezogen werden die **Rhysodidae**, die ebenfalls zu den adephtagen Käfern und zur „Großfamilie“ der Carabidae gehören und von einigen Autoren auch zur Familie der Carabidae gerechnet werden (z.B. Hurka 1996). Die sehr wenigen heimischen Vertreter sind ausbreitungsschwache, unter der Rinde morschen Holzes lebende Waldbewohner und in Bayern ausgestorben.

Die **arboricolen Arten** der Unterfamilien der Dromiidae, Lebiidae und u.a. der Gattung *Calosoma*, sowie die subcorticol lebende Art *Tachyta nana*, werden mit Barberfallen meist nur zufällig gefangen und entziehen sich daher mit dieser Methodik systematischen Untersuchungen und Auswertungen.

Nur in Ausnahmefällen, wie im Rahmen des Eichenwald (Mittelwald)-Projektes wurden auch Kronen- und Boden-Fensterfallen sowie Fogging eingesetzt, und daher auch diese Kronen- und Stamm- bewohnenden Arten mit erfasst. Dabei zeigte sich, dass neben den eigentlichen arboricolen Arten einige weitere Arten im Kronen- und Stammraum häufiger auftreten, als man dies bisher wusste (vgl. Schubert 1998, Ammer & Schubert 1999). Weitere Erhebungen zu Stamm- und Kronenraum besiedelnden Arten mit den speziellen Methoden hierfür sind nötig und versprechen auch weiteren Erkenntnisgewinn über die Raumnutzung nicht arboricoler Arten (z.B. Müller-Kroehling & Zehetmair 2014). Dies gilt auch für Ergebnisse aus den seit 2008 durchgeführten Erhebungen zu den beiden in Eichenwäldern lebenden Puppenräuber-Arten (vgl. Koch 2010).

Manche vorwiegend am Boden lebende Arten wie *Carabus intricatus*, *C. auronitens* und *Limodromus assimilis* leben teilweise arboricol, und dieser Teil ihrer Aktivität wird ebenfalls mit Bodenfallen nicht erfasst. Ferner leben manche Arten vorzugsweise auf krautigen Pflanzen und Gräsern (so *Diachromus germanus*); auch sie werden mit Bodenfallen eher untererfasst. Tendenziell besteht v.a. die Gefahr, das Vorkommen dieser Arten zu unterschätzen.

Auf die Berücksichtigung dieser Arten wurden nicht per se verzichtet, muss aber besonders kritisch evaluiert werden (sh. Kapitel 2.3.4.). Darauf wird bei der Besprechung der jeweiligen Arten eingegangen.

Die Eignung der Laufkäfer als Indikatorengruppe

Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) sind eine artenreiche Familie v.a. bodenbewohnender Käfer. Sie kommen in allen terrestrischen und semiterrestrischen Lebensräumen meist **artenreich** und mit zum Teil **hochspezialisierten** Arten vor (Thiele 1977, Koch 1989, Müller-Kroehling 2001). Die Betrachtung der Laufkäfer erlaubt u.a. Rückschlüsse auf Habitatqualität, Standortfaktoren (besonders auch auf Sonderstandorten), Minimalareal-Fragen, Habitattradition und Vernetzung von Lebensräumen (Thiele 1977, Kotze et al. 2009, Reiter & Meitzner 2010). Sie können daher als Standard-Artengruppe für die faunistische Bewertung von Lebensräumen, speziell auch von Wäldern (Albrecht 1990, Kneitz 1980, Rauh 1993, Scherzinger 1996), gelten.

Laufkäfer sind durch ihre Lebensweise im (Larven) bzw. auf (Adulte) dem Boden besonders geeignete Indikatoren für den Zustand des Standorts, also des Bodens, des Oberbodens und des von der Lage und der Vegetation geschaffenen lokalen Mikroklimas. Sie haben zudem oftmals sehr konkrete Ansprüche an Bestandstradition oder Lebensraum-Mindestgröße. Es gibt sowohl hochmobile, da flugfähige Arten, die auf Ereignisse wie Waldbrand, Bergrutsch oder Überflutung überaus rasch reagieren, als auch sehr ausbreitungsschwache, flugunfähige Arten, die als Habitattraditionszeiger gelten können (z.B. Zeiger „alter Wälder“, Terrell-Nield 1990, Aßmann 1994).

- ad **Artenreichtum**: Laufkäfer kommen **mit hochspezialisierten Arten in allen terrestrischen Lebensräumen** vor, vom Spülsaum der Meeresküste bis zu den Gletschern des Hochgebirges, in lichtlosen Höhlen ebenso wie in regelmäßig überfluteten Auen und in sehr nassen und nährstoffarmen Hochmoorkernen.
- ad **Ausbreitungsfähigkeit**: Flugfähige Laufkäfer-Arten besiedeln neu entstandene Habitatstrukturen (nach Lawinen, Bergrutschen, Waldbränden oder Hochwässern) innerhalb kurzer Zeit (z.B. Lehmann 1962, Winter et al. 1980), da sie als gewandte Flieger zu einer gerichteten Ausbreitung befähigt sind, anders als z.B. die Spinnen.

Die Ausbreitungsfähigkeit flugunfähiger Arten kann zwar auch Strecken von mehreren Hundert Metern binnen eines Monats betragen (z.B. *Carabus granulatus* 200 m in 30 Tagen, Scherney 1955 in Tietze 1966b), ist aber deutlich geringer.

- ad **Habitattradition**: die verschiedenen Habitattypen sind in unterschiedlichem Umfang durch das Auftreten von Arten geprägt, deren geringes Ausbreitungsvermögen (zumindest unter heutigen Klimabedingungen und den Bedingungen der heutigen Landschaft) ihnen keine Wiederbesiedlung isolierter, sekundär entstandener Lebensräume gestattet. Dies trifft an erster Stelle für durch Kälte geprägte Lebensräume wie Moore und Blockhalden zu, die als Relikte der Eiszeiten zu deuten sind (Mossakowski 1970b, Molenda 1996). Aber auch weitere Lebensräume wie bestimmte lichte oder thermophile Wälder können als Relikte früherer waldgeschichtlicher Phasen und von Warmzeiten verstanden werden. An Laubwälder oder an historisch alte Wälder gebundene Arten weisen in manchen Landesteilen ebenfalls eine reliktdäre Verbreitung auf. Flugunfähige und laufschwache Arten dieser Habitate können als Zeigerarten von Habitaten mit entsprechender Tradition dienen (Mossakowski 1970b, Terrell-Nield 1990, Molenda 1991, Aßmann 1994).
- Veränderungen der **Standortseigenschaften** wie beispielsweise der Bodenfeuchte wirken sich unmittelbar auf die Laufkäferzönosen aus, wie anhand einer großen Anzahl von Arbeiten aus den verschiedensten Lebensräumen belegt ist (Pospischiil & Thiele 1979, Raskin 2006).

Gleichwohl sind trotz dieser in der Literatur genannten Vorzüge der Artengruppe und ihrem im Vergleich zu vielen anderen wirbellosen Gruppen guten Kenntnisstand viele Details der Autökologie der einzelnen Arten (z.B. zu Nahrungspräferenzen) noch nicht im Detail bekannt oder liegen zumindest nur in verstreuter Form vor.

Beschränkung auf die Taxozönose der Laufkäfer

Verschiedene Eigenschaften machen die Laufkäfer also besonders geeignet für die Bearbeitung des Themas. Als nicht-phytophage Gruppe sind diese weit überwiegend nicht direkt an Wirtspflanzen gebunden, auch wenn manche Gattungen eine teilweise granivore Lebensweise haben (Honek et al. 2003). Die Datenbasis ist breit und standardisiert nutzbar, da die bodenbewohnenden Laufkäfer (in der Folge nur noch: Laufkäfer) mit einer sehr einfachen Methodik standardisiert erfassbar sind. Es besteht ein starker Bezug der

nachgewiesenen Arten zur Probefläche, anders als bei Fallen- und Nachweistypen, die flugfähige Arten erfassen (Fensterfallen, Lichtfänge), die in einem stärkeren Umfang auch „Durchzügler“ erfassen und Arten der Umgebung anziehen. Aufgrund der eingeführten Methodik und des guten taxonomischen Bearbeitungsstandes sind die Zahl der Arbeiten, die als Vergleichsdaten oder als vergleichende Literatur-Referenz herangezogen werden können, sowie die Zahl von Grundlagenarbeiten, die sich mit der Ökologie der Laufkäfer beschäftigen, groß. Die Beschränkung auf eine einzelne taxonomische Gruppe bietet den Vorteil der Leistbarkeit der notwendigen Zahl von Datensätzen.

Dennoch dienen die Laufkäfer in vorliegender Arbeit nur als Modellgruppe für die Frage nach Gemeinschaften und charakteristischen Arten. Eine direkte Übertragung der speziellen, Habitat-bezogenen Ergebnisse auf andere Artengruppen ist nicht ohne weiteres zulässig, und wird nicht angestrebt. Noch viel weniger gilt dies für eine Übertragbarkeit oder Indikation numerischer „Diversitäts“-Indices auf andere Tier- oder Pflanzen- Artengruppen (vgl. z.B. Obrist & Duelli 1998). Weder sind diese Indices Gegenstand der Arbeit oder für die bearbeitete Fragestellung überhaupt von Belang (vgl. Kapitel 4), noch besteht laut Literatur zwischen verschiedenen Artengruppen überhaupt per se ein entsprechender Zusammenhang (z.B. Barbaro et al. 2005, Brockerhoff et al. 2008).

2.1.2. Erfassungsmethodik

Es wurden **Bodenfallen** (vgl. Greenslade 1964, Mühlenberg 1993) verwendet, die häufig auch als **Becherfallen** oder **Barberfallen** bezeichnet werden. Verwendet wurden Joghurtbecher mit einem Volumen von 0,2 l und einer Öffnungsweite von 7 cm.

Auf Feuchtstandorten wurde zusätzlich ein „**Amphibienschutzgitter**“ in Form eines grün ummantelten Sechseckgeflechts (Maschendurchmesser 1,5 cm) verwendet. Die relativ geringe, wenn auch praxisübliche Größe (Öffnungsweite und Tiefe) der Bodenfallen wurde verwendet, um Wirbeltierbeifänge so weit wie möglich zu vermeiden. Bei den häufig verwendeten, tieferen Einweg-Trinkbechern fangen sich deutlich häufiger Amphibien und Kleinsäuger. Dies gilt auch für deutlich größere Fanggefäße wie z.B. 1 Liter-Joghurt-Eimerchen. Es widerspricht dem Tierschutzgedanken und wird von mir als unethisch abgelehnt, regelmäßige Wirbeltierbeifänge in Barberfallen in Kauf zu nehmen, auch wenn mit größeren und tieferen Gefäßen zum Teil erheblich höhere Fangzahlen der Laufkäfer erzielbar sind.

Die verwendeten Bechergrößen sind durchaus praxisüblich. Aufgrund des geringeren Volumens sollten sie allerdings auch etwas häufiger geleert werden als größere Becher, was gewährleistet war.

Ein durchsichtiges **Plexiglasdach** auf zwei Splitstäben schützte die Fallen vor Laubeintrag und Niederschlägen. Die besonders in der Vergangenheit in der Praxis häufig verwendeten Metaldächer (u.a. nicht lichtdurchlässige Materialien) können zu einer Verfälschung der Fangergebnisse führen, da sie die Lichtverhältnisse im unmittelbaren Fallenbereich verändern.

Am Hang wurde ein selbst konzipierter **Laubfang** aus Sechseckgeflecht, der bergseits halbkreisförmig in die zwei Splitstäbe gesteckt war, verwendet, und ggfs. das Gelände im unmittelbaren Bereich der Falle in Form einer Berme etwas eingeebnet.

In Blockhalden kamen von Dr. Ingmar Weiß konzipierte „**Kragfallen**“ zur Verwendung, bei denen ein an die Falle geleimter Stoffkragen aus grobem Gewebe (Nessel) sich auf die Blöcke legt, nachdem die Falle mittels Drähten und Stöcken in die Halde versenkt wurde.

In den zu beprobenden Bereichen wurden möglichst homogene Bereiche ausgewählt, in denen - zur Vermeidung von **Randeffekten** - möglichst „zentral“ eine Fallenlinie mit 6 Einzelfallen im Abstand von 5 m angelegt wurde. Es wurde weitgehend vermieden, Probeflächen an den Grenzlinien zweier Habitattypen anzulegen. Bereiche im unmittelbaren Umfeld von Nestern Roter Waldameisen (*Formica spec.*) wurden für die Fallenanlage gemieden, da hier die Aktivitätsdichten (s.u.) vieler Laufkäferarten reduziert sind (Kolbe 1968, Hawes et al. 2002).

Arten, die Übergangshabitate bevorzugen, oder einen obligaten Habitatwechsel vollführen, werden durch das Vorgehen möglicherweise unterrepräsentiert, wenn man nicht solche Ökotope als eigene Habitattypen erfasst.

Als **Fangflüssigkeit** wurde 5%ige Essigsäure mit Spülmittel als Detergens verwendet. Die Fallen wurden alle 2-3 Wochen geleert und waren von Ende April/Anfang Mai bis Ende September/Anfang Oktober exponiert, mit einer Sommerpause in den Monaten Juli und August. Dieser Fangzeitraum deckt sowohl die Aktivitätszeiten der „Frühjahrsarten“ als auch der „Herbstarten“ in adäquater Weise ab (Trautner 1994a). Krebserregende Substanzen wie Formol oder Pikrinsäure schieden aus nachvollziehbaren Gründen als Fangflüssigkeiten aus (Trautner & Fritze 1999). Das ebenfalls noch regelmäßig verwendete Ethylenglykol ist wegen der Gefahr, dass es Wirbeltiere anlockt, die nach dem Trinken erblinden (Hall 1991), als äußerst problematisch abzulehnen und sollte überhaupt nicht mehr verwendet werden. Die verwendete 5%ige Essigsäure ist ungiftig und kann nach Gebrauch unschädlich entsorgt werden.

Die Verwendung von **Einzelfallen** als Einzelstichproben ist aufgrund der Problematik der Pseudoreplikation unzulässig (Hurlbert 1984). Auf eine Auswertung der Einzelfallen wurde daher bewusst verzichtet, und alle Fallen einer Probefläche als deren Gesamtfang betrachtet.

Die Fängigkeit von Bodenfallen ergibt sich aus der Laufaktivität der einzelnen Art im konkreten Lebensraum(ausschnitt) und dem dort vorhandenen Raumwiderstand sowie weiteren Faktoren wie der Jahreszeit und der räumlichen Verfügbarkeit der nötigen Ressourcen für die Art. Fangzahlen aus Bodenfallen sind daher nicht als absolute Maße der Siedlungsdichte, sondern als Aktivitätsdichte zu verstehen. Als solche sind sie nicht nur nicht zwischen verschiedenen Arten, sondern streng genommen auch nicht zwischen verschiedenen Probestellen direkt vergleichbar, selbst wenn exakt identische Fallentypen und ein identischer Fangzeitraum im selben Jahr gewählt werden (Tretzel 1955, Greenslade 1963, Greenslade 1964, Lohse 1981, Spence & Niemelä 1994). Rechnerische Maße, die auf der Basis solcher Fangzahlen zwischenartliche Vergleiche anstellen (z.B. über so genannte Dominanzen, z.B. Mühlenberg 1993) werden hier daher nicht verwendet.

Bodenfallen, die in einem Abstand von 5 m gestellt sind, können nicht als unabhängige Stichproben gewertet werden. Einige, besonders größere Laufkäfer-Arten haben Siedlungsdichten von deutlich weniger als 1 Individuen pro Quadratmeter und zugleich Aktionsradien von deutlich mehr als 5 m in einer Nacht (z.B. Butterweck & Jeschke 2001, Riecken & Ries 1992, Riecken & Raths 1996, Brouwers & Newton 2009). Fallen in einem Abstand von 5 m (oder 10 m, Bortmann 1996) beeinflussen sich demnach in ihren Fängen potenziell gegenseitig, und können allein schon deswegen nicht als unabhängige Stichproben betrachtet werden. Digweed et al. (1995) konnten nachweisen, dass es bei Fallenabständen unter 25 m zu sogenannten Ausdünnungseffekten [„depletion“] kommt, und die Fallen im Zentrum einer solcher Fallenreihe bei Abständen der Fallen untereinander von weniger als 25 m nicht als unabhängige Stichproben betrachtet werden dürfen. Ein Fallenmindestabstand von 25 m und eine standörtlich und bestandesstrukturell homogene Probefläche mit mindestens 6 Bodenfallen und einer Vermeidung von Randlagen zu anderen Bereichen als Anforderungen an Probeflächen sind jedoch in den allermeisten Habitattypen oft unvereinbar. Daraus folgt, dass darauf verzichtet werden muss, Einzelfallen als eigenständige Stichproben zu betrachten.

Zwar kann nur über getrennt ausgewertete Einzelfallen mithilfe von Rarefaction-Verfahren die Gesamt-Artenzahl einer Probefläche ermittelt werden, doch ist dies nicht Teil des Auswertungsansatzes. Eine Sättigung der Arten-Fallenzahl-Kurve ist mit einer vertretbaren, und selbst mit einer darüber hinaus gehenden Fallenzahl ohnehin nicht erreichbar (Obrtel 1971a, Lübke-Al Hussein 1997), und auch nicht Voraussetzung für die durchgeführten Auswertungen. Der Vergleich von Artenzahlen als Maß der „Artenvielfalt“ oder von abstrakten mathematischen Diversitätsmaßen ist für die Fragestellungen charakteristischer Arten und von Gemeinschaften ohne Belang, und der Nutzen dieser Indices umstritten (Bengtson 1998, Roß-Nickoll 2000, Müller-Kroehling 2013c, vgl. auch in der Diskussion).

Die Fallenzahl 6 liegt im oberen Mittelfeld von Empfehlungen für einjährige Untersuchungen (vgl. Trautner 1994a), und auch der **praxisüblichen Methodik** (bei der meist zwischen 3 und 6 Fallen verwendet werden, seltener auch nur eine oder zwei, und ebenfalls sehr selten mehr als 6 Fallen), und war daher die Regelfallenzahl der eigenen Untersuchungen (mit Ausnahme von Mooren, in denen in der Regel nur 4 Fallen artenschutzrechtlich genehmigt wurden).

Verschiedene Erhebungsjahre, Erhebungszeiträume (die stets phänologisch definiert sein müssten), Fallentypen, Fallenzahlen, Leerungsintervalle und Fallenausfälle bedingen, dass die Fangzahlen zwischen Probeflächen bzw. Erhebungsjahren stets nur bedingt vergleichbar sind, nicht zuletzt deswegen, weil die Arten unterschiedliche Aktivitätsmaxima haben (z.B. Kotze & Lehvárirta 2005), und artindividuell auf die Jahreswitterung reagieren (z.T. erst im folgenden Jahr). Durch logarithmische Transformierung der Daten werden diese standardisiert, und die große Zahl einbezogener Datensätze relativiert die Schwankungen. Auch stellen die Auswertungsansätze wie dargestellt nicht primär auf quantitative Abundanzmaße wie „Dominanzen“ ab. Der theoretische Ansatz, sämtliche Datensätze im selben Jahr mit exakt derselben Methodik zu gewinnen, ist aus Gründen der Leistbarkeit bei der notwendigen Zahl von Probeflächen nicht realisierbar, ebenso wie der, jede Probestelle mehrere Jahre hintereinander zu beproben.

Umgang mit Einzeltieren

Laufkäfer sind über das Laufen, bei einigen Arten auch Flug sowie in den Auen auch durch Verdriftung, in unterschiedlichem Maße mobil. Einzelfunde von Arten können daher - je nach Mobilität der Art - auch von biotopfremden Arten stammen. Eine Kombination aus Stetigkeit und Treue (sh. Kapitel 2.3.) ist gegenüber Zufallsfunden und Irrgästen jedoch relativ robust, da solche Arten zwangsläufig entweder nur geringe Stetigkeiten erreichen, oder nur geringe Treue-Werte. Etwaige Irrgäste werden also ohnehin dadurch aus den Stetigkeitsbetrachtungen „eliminiert“, dass sie ja „regelmäßige Irrgäste“ sein müssten, um eine entsprechend hohe Stetigkeit zu erreichen, und zugleich dennoch recht treu, was eine eher unwahrscheinliche Kombination ist. Auch ist die Forderung zu stellen, dass „Low-Density-Arten“, die zwar relativ stetig, aber mit geringeren Aktivitätsdichten auftreten, trotz dieser geringen Abundanzen angemessen berücksichtigt werden müssen (z.B. wenn sie sich als besonders treu erweisen). Um beide Phänomene zu trennen, sind jedoch zusätzliche Verfahren notwendig (sh. Kapitel 2.3.4.) Auf das Weglassen von Einzeltier-Funden wurde daher verzichtet. Ferner ist es bei multivariaten Verfahren auch möglich, seltene Arten „abzugewichten“ (s.u.).

Auch **Einzeltiere (vorwiegend) arboricoler Laufkäfer-Arten** wie *Dromius*-Arten in den Bodenfallen wurden nicht per se von den Auswertungen ausgeschlossen (s.o.). Grund ist, dass sich unter bestimmten ökologischen Umständen auch Exemplare dieser ökologischen Gilde häufiger am Boden aufhalten, unter Umständen ein solches häufigeres Auftreten (d.h. in größerer Stetigkeit) also durchaus eine ökologische Aussagekraft haben kann.

2.1.3. Bestimmung und Nomenklatur

Die Bestimmung erfolgte überwiegend durch den Verfasser bzw. bei Werkverträgen durch die Werkvertragsnehmer. Als Bestimmungswerke wurden Freude (1976, „Freude, Harde, Lohse“ oder „FHL“) und die entsprechenden Supplementbände (12 und 15), bzw. seit dem Erscheinen der Neuauflage (Müller-Motzfeld 2006a) dieses Werk verwendet. Ergänzend wurden Trautner & Geigenmüller (1987), Hurka (1996), Lindroth (1986) und weitere Zusatzschlüssel (Schmidt 1994, Houston & Luff 1983, Pawlowski 1975, Hirschfelder & Zucci 1993) verwendet. Soweit erforderlich (z.B. *Bembidion*, *Trechus*, *Pterostichus partim*, *Patrobis partim*, *Trichotichnus u.a.*) erfolgte eine Genitalpräparation. Die verwendete Taxonomie orientiert sich an Müller-Motzfeld (2006a) und ist in Anlage A.2.1. aufgeführt.

Überprüfungen schwierig unterscheidbarer Arten oder faunistisch bemerkenswerter Funde erfolgten zusätzlich durch Experten für diese Gattungen (vgl. Danksagung), sehr seltene Arten (einer einschlägigen Liste) wurden dem Seltenheitsausschuss der Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (GAC) vorgelegt.

Belegexemplare aller Untersuchungen sind bzw. werden hinterlegt:

- in der Naturwaldreservats-Belegsammlung der LWF/TU-München
- in der Zoologischen Staatssammlung München (soweit faunistisch bedeutsame Arten)
- in der Belegsammlung des Verfassers

Kritische Arten

Die Laufkäfer sind eine seit der Frühzeit wissenschaftlicher Zoologie bearbeitete, und unter den Insekten und speziell auch den Käferfamilien eine der am intensivsten erforschten Gruppen. Der taxonomische Kenntnisstand ist gut. Einige Arten müssen hier dennoch als „**kritische Arten**“ besprochen werden, da sie erst in der jüngeren Zeit in mehrere Arten aufgespalten wurden, oder weil ihre sichere Unterscheidung problematisch ist.

Einige Arten sind in jüngerer Zeit aufgespalten, oder taxonomisch neu bewertet worden und werden heute als eigenständige Arten („**Zwillingsarten**“) behandelt. Dies hat zur Folge, dass in den früheren Aufnahmen gemachte Angaben zu der fraglichen (Sammel-)Art heute nicht einer der nunmehr zwei oder mehr Arten zugeordnet werden können.

Einige wichtige Beispiele sind:

Pterostichus nigrita/rhaeticus; die Trennung der Arten, zuvor lange Zeit als „Alpha- und Beta“-Form von *Pterostichus nigrita* aufgefasst (zusammenfassend Koch 1984, Huber & Marggi 1986), erfolgte endgültig erst durch die Arbeitsgruppe Thiele der Universität Köln (Koch 1984), auf der Basis genitalmorphologischer Merkmale und solcher des Chromosomensatzes. Der übliche Bestimmungsgang mittels Genitalmerkmals der rechten Paramere (Koch 1984) wird neuerdings durch Angus et al. (2000) zwar auf der Basis genetischer Untersuchungen angezweifelt. Sowohl die taxonomische Trennung beider Arten (auch aufgrund der unterschiedlichen Chromosomenzahl) als auch die zwar nicht überschneidungsfreie, aber deutliche unterschiedliche Valenzen aufweisende ökologische Einnischung muss jedoch derzeit als Stand des Wissens gelten (z.B. Thiele & Fiedler 1981, Trautner 1988, Huber & Marggi 1986, Stumpf 1999). *P. rhaeticus* ist die insgesamt wesentlich stenökere Art, und in Mitteleuropa stärker auf Moore und ähnliche Habitate beschränkt (vgl. Anlage 5).

Agonum moestum agg.: die Unterscheidung dieses erst durch die Arbeit von Schmidt (1994) aufgespaltenen bzw. neu aufgestellten Artkomplexes anhand relativ aufwändig zu präparierender, innerer Genitalmerkmale, kann wohl nicht immer als gesichert angesehen werden. Es kann vermutet werden, dass die meisten Funden, oder sogar alle, *A. emarginatum* zuzurechnen sind, da das Vorkommen von *A. duftschmidi* aus Bayern bisher nicht sicher belegt ist (Lorenz 2014, vgl. aber Trautner et al. 2014 mit offenbar dem westlichen Bayern grenznahen Fundpunkten).

Amara communis ist in der in Deutschland lange Zeit üblichen Verwendung (Müller-Motzfeld 2006a) eine häufige Komplex-Art, von der schon früh *A. convexior* als eigenständige Art abgetrennt wurde (z.B. Freude 1976), sich aber die beiden ebenfalls validen Arten *A. pulpani* (Kult 1949, vgl. Paill 2003, Schmidt 2004, Schäfer 2005, Müller-Kroehling 2008b, Müller-Kroehling 2008c, Gebert 2009a) und *makolskii* (Burakowski 1957, 1967, Hurka & Ruzickova 1999, Turin 2000, Müller-Kroehling 2007, Müller-Kroehling 2008c) bisher in Deutschland nicht durchsetzen konnten, so dass Angaben zu „*Amara communis*“ meist als Artaggregat aufzufassen sind. Das Vorkommen in Wäldern und Mooren Bayerns beschreibt Müller-Kroehling (2014).

Asaphidion flavipes wurde durch Schweiger (1975) neu bearbeitet und v.a. anhand genitalmorphologischer Merkmale in die Taxa *flavipes*, *austriacum*, *curtum* (und *stierlini*) aufgespalten, die sich in Bezug auf Verbreitung und ökologisch deutlich unterscheiden (Lohse 1983, Hartmann 1985), wobei v.a. *austriacum* und *curtum* Waldarten sind (vgl. Anlage 5).

Eine weitere Problemgruppe sind vielfach **subspezifische Taxa**. Genetische Unterschiede wie z.B. bestimmte Allelhäufigkeiten können auch zwischen subspezifischen Taxa auftreten (Mossakowski 1971) und sind in der Lage, auch unterschiedliches Umweltverhalten zu erklären. Thiele (1968) hat darauf hingewiesen, dass verschiedene Rassen einer Art eine sehr unterschiedliche Einnischung haben können, die in viel stärkerem Maße differenziert ist, als dies morphologisch zum Ausdruck kommt. Da gerade bei der Gattung *Carabus* „Unterarten ein extrem hohes Maß an Endemismus aufweisen“ (Kleisner et al. 2012) sind sie auch naturschutzplanerisch bzw. -strategisch von Belang und verdienen stärkere Beachtung. In einer Arbeit, die zu einem nicht geringen Teil auf Fremddaten beruht, die üblicherweise nur bis zu ist der Art bestimmt sind, sind dem jedoch enge Grenzen gesetzt.

Das Phänomen, dass von derselben Art unterschiedliche subspezifische Taxa in Bayern vorkommen, ist v.a. bei einigen Arten der Gattung *Carabus* realisiert, u.a. *C. menetriesi* (vgl. Müller-Kroehling 2006b, Müller-Kroehling et al. 2013). Gerade bei der Gattung *Carabus* wurden in der Vergangenheit vielfach nicht nur Unterarten, sondern auch Rassen, Formen und sogenannte „Nationes“ beschrieben (z.B. Breuning 1932). Diese Formen haben dann eine Berechtigung, wenn sie aus der eiszeitlichen Wiederbesiedlung und unterschiedlichen

Überdauerungsräumen herrühren, und daher räumlich deutlich abgrenzbar sind, wie Blumenthal & Nüssler (1967) und Nüssler & Grämer (1966) beispielsweise schlüssig an *Carabus problematicus* herleiten. Müller-Motzfeld (2006a) hat allerdings die in früheren Ausgaben der „Käfer Mitteleuropas“ noch durchgeführte Unterscheidung der zwei Unterarten von *problematicus* und *gallicae* von *C. problematicus* aufgegeben.

Ähnlich ist es bei *Carabus violaceus* mit der Nominatform und der Unterart *purpurascens*, die von verschiedenen Autoren wegen Unterschieden der Genitalmorphologie als eigene Art angesehen wurde, obwohl Exemplare, die Übergangsformen darstellen, in manchen Teilen Deutschlands verbreitet sind (Eidam 1941, Aßmann & Schnauder 1998). Mandl (1960a und 1960b) und Blumenthal et al. (1977) haben auf die Bedeutung der Überdauerungsgebiete dieser Art für die speziellen Anpassungen auch subspezifischer Taxa am Beispiel dieser Art hingewiesen. Eidam (1941) vermutet, dass es immer wieder zu Fehlbestimmungen der fixierten Transitus-Form *psiloperta* als *purpurascens* kommt, obwohl sie in den Habitatsprüchen und Höhenverbreitung der Nominatform näher steht. Beispielsweise von Poschinger & Wachnitz (1955) melden diese Form auch aus dem Bayerischen Wald aus höheren Lagen, wo beide Unterarten prinzipiell eine deutliche Höhenvikarianz zeigen (von Poschinger 1950). Die Unterart oder Form *salisburgensis* (Turin 2000, auch Müller-Motzfeld 2006a) wird von manchen Autoren zu *C. violaceus* gestellt, von manchen als eigene Unterart aufgefasst. Turin (2000) zufolge kommt sie in Südbayern vor, während in Nordbayern die Nominat-Unterart zu finden ist. Da eine Unterscheidung im Rahmen dieser Arbeit, u.a. auch allein schon für die externen Daten, nicht zu leisten war, muss die Klärung der Verbreitung, Höhenverbreitung und Habitatsprüche einer gezielten Studie zu diesem Artenkomplex vorbehalten bleiben.

Horion (1941) zufolge kommt die Unterart oder Rasse *caraboides* von *Cychrus caraboides* vorzugsweise montan, die Unterart/Rasse *rostratus* hingegen auch im Flachland vor; die Unterscheidung beider Formen ist jedoch z.T. unsicher (Horion 1941) und Übergangsformen kommen vor (Lindroth 1974). Die Unterscheidung der Unterarten ist daher in der Praxis unüblich, und unterblieb aus diesem Grunde hier.

Diese Nennung von Fragen subspezifischer Taxonomie soll nur als Beispiel dienen und ist nicht vollständig. U.a. wären ferner auch *Carabus ulrichii*, *C. arvensis* sowie *Molops piceus/austriacus* zu nennen. Es ist zu hoffen, dass u.a. die Methoden des genetischen Barcodings (Raupach et al. 2010b) über diese Fragen weiteren Aufschluss geben werden.

In vorliegender Arbeit wurde eine Unterscheidung der Rassen soweit möglich vorgenommen, muss jedoch für manche der Taxa einer zukünftigen Bearbeitung vorbehalten bleiben, so z.B. für *Carabus problematicus*. Die einbezogenen Daten zu *Carabus menetriesi* entstammen alle dem Gebiet des *pacholei* s.str. (=bohemicus) und der südostbayerischen Population. Daten aus dem südwestbayerischen Areal (z.B. Harry et al. 2006) konnten nicht einbezogen werden.

Bei die vorgenannten Arten mit nicht einheitlicher Taxonomie ist es notwendig, für manche der Auswertungen (insbesondere die Betrachtung von Stetigkeit und Treue), sowohl das speziellere Taxon als auch eine Summe der jeweiligen Teil-Taxa zu berücksichtigen.

So sind in erheblichem Umfang Daten von *Pterostichus nigrita* vorhanden, die als *Pterostichus nigrita sensu lato* zu verstehen sind, und demnach in unbekanntem Umfang auch *P. rhaeticus* enthalten können. Auch wird selbst die Verlässlichkeit der praxisüblichen Unterscheidung der beiden Arten mittlerweile wieder in Frage gestellt (Brandstetter et al. 1993, Angus et al. 2000), so dass möglicherweise auch nicht von einer vollständig möglichen Trennung dieser in vielen Feuchtlebensräumen häufigen Zwillingarten auszugehen ist (s.o.). Um aber die oftmals hohe Stetigkeit des Zwillingsaxons „*P. nigrita* s.l.“ nicht dadurch rechnerisch zu verringern, dass verschiedene Taxa in die Betrachtung eingespeist werden (*P. nigrita* s.str., *P. rhaeticus* s. str., *P. nigrita* s.l.), wurde jeweils zusätzlich auch das Konvolut der taxonomischen Untereinheiten für alle Funde dieser Arten in die Berechnungen einbezogen.

2.1.4. Informationen über die Gefährdung und Schutzverantwortung

Als **Rote Listen gefährdeter Arten** wurden für Deutschland Trautner et al. (1996) und für Bayern Lorenz et al. (2004) verwendet. Informationen zur **Verbreitung der Arten in Bayern** konnten dem Arbeitsatlas bayerischer Laufkäfer (Lorenz 2004), sowie auch dem Online verfügbaren Aktualisierungen dieses Atlaswerkes (an dem der Verfasser auch mitwirkt), entnommen werden (Lorenz 2014), und ferner der Datenbank der bayerischen Artenschutzkartierung (ASK). Für Angaben zur historischen Verbreitung standen einige Werke (z.B. Horion 1941, Kittel 1874) zur Verfügung, die zumindest bis in Zeiten vor den 1950er Jahren zurück reichen. Für Deutschland lag mit dem Werk von Trautner et al. (2014) kurz vor Fertigstellung der Arbeit erstmals ein Verbreitungsatlas vor, dessen Angaben auf TK100-Basis jedoch nur bedingt eine Zuordnung zu Naturräumen ermöglichen. Die Informationen zur Verbreitung in den Nachbarländern bzw. -regionen konnten insbesondere

für Tschechien aus Hurka (1996) und Skoupy (2004) entnommen werden. Die bei Skoupy (2004) abgebildeten Punkte auf deutschem Gebiet beruhen wohl auf Transformierungsproblemen der Koordinaten und liegen tatsächlich in Tschechien (vgl. auch Gebert 2009a).

Auf einige aktuelle Regionalfaunen konnten ebenfalls zurückgegriffen werden, so für den Bayerischen Wald (Apfelbacher 1988, Apfelbacher 1989, Apfelbacher 1991, Apfelbacher & Geiß 2006), Nordostbayern (Hofmann et al. 2001) und Schwaben (Fischer 1962), sowie fallweise weitere, oftmals relativ alte Regionalfaunen (z.B. Schneid 1947).

Bezüglich der **Schutzverantwortung** für bestimmte Taxa wurde auf Müller-Motzfeld et al. (2004) für Deutschland zurückgegriffen.

2.1.5. Arealgeographische Aspekte

Bei dem Vorhaben, für ein so großes Gebiet wie Bayern mittels einer faunistischen Gruppe, noch dazu einer so artenreichen wie den Laufkäfern, charakteristische Arten für alle relevanten Habitattypen zu ermitteln, ergeben sich einige Probleme, die beachtet werden müssen. Es sind dies zum einen Fragen nach dem Vorhandensein natürlicher Verbreitungsgrenzen und -lücken, sowie zweitens nach der Gleichläufigkeit oder Unterschiedlichkeit der Ansprüche der Arten in einem so relativ großen Bezugsraum wie Bayern.

Arten, die nur in Teilen Bayerns vorkommen

Einige Arten kommen nur in Teilen Bayerns vor. Bei manchen der Arten sind es relativ klare Verbreitungsgrenzen, die innerhalb Bayerns verlaufen (Nord-Süd, Ost-West).

Wichtige Beispiele sind:

Trichotichnus nitens, *Pterostichus madidus*: nur im westlichen Bayern

Carabus linnei, *Carabus sylvestris*: nur in Ostbayern und den Alpen

Trechus alpicola: nur im östlichen Bayerischen Wald und den Alpen

Carabus monilis und *C. scheidleri*: vikariierend in Teilen West-/Ostbayerns (Gauckler 1975)

Einige weitere Arten erreichen Bayern nur in einem kleinen Teil der Landesfläche, wie etwa dem Südosten des Bayerischen Waldes (*Aptinus bombardae*).

Andere Arten weisen innerhalb Bayerns hingegen eine disjunkte Verbreitung oder aber regionale Verbreitungslücken auf. Beispielsweise fehlt *Carabus menetriesi* in einem großen, zentralen Teil der Moorregion des Voralpenlandes offenbar, und dies natürlicherweise und erklärbar durch die Eiszeitgeschichte (Müller-Kroehling 2005b, Müller-Kroehling et al. 2013).

Bei der Analyse der Stetigkeit wird eine Art, die nur in einem Teil Bayerns natürlicherweise vorkommt, im für ganz Bayern errechneten Stetigkeitswert zu gering berücksichtigt, da alle Probestellen außerhalb ihres Verbreitungsgebietes als vermeintliches „Fehlen im Habitattyp“ zu Buche schlagen. Es muss daher für diese Arten als korrekter Wert die **Stetigkeit im Verbreitungsgebiet** errechnet werden.

Die beschränkte Verbreitung von Arten muss ferner bei jeder Anwendung der Ergebnisse selbstverständlich berücksichtigt werden, wenn es z.B. um die zu erwartenden Arten geht. In Teilräumen Bayerns, wo eine Art natürlicherweise fehlt, darf deshalb ihr Fehlen nicht zu einer Abwertung der zu bewertenden Flächen führen (vgl. Kapitel 4).

In Ausbreitung begriffene Arten

Die Ausbreitung der Laufkäfer - selbst der ungeflügelten - ist nicht abgeschlossen (z.B. Schanowski & Schiel 2004b). Einige Arten, wie z.B. *Leistus rufomarginatus*, *Notiophilus rufipes*, *Calathus rotundicollis* oder *Nebria salina*, haben sich erst in der jüngeren Vergangenheit nach Bayern ausgebreitet (vgl. Kittel 1874, Fröhlich 1897, Horion 1941, Singer 1955, Elbert 1969, Elbert 1994) und befinden sich innerhalb Bayerns noch in der weiteren Ausbreitung (vgl. auch in Anlage 5).

Grenzen der Festlegung von Arealbeschränkungen

Trotz des Gesagten ist im Zweifelsfall die Festlegung eines Vorkommensareals auch bei räumlich begrenzter Verbreitung nicht per se sinnvoll. Bei einigen Arten, die regional zu fehlen scheinen, kann es sich auch um Nachweisdefizite handeln, wie z.B. die Erstfunde des Schluchtwaldlaufkäfers (*Carabus irregularis*) im Naturwaldreservat (NWR) „Schwarzwihlberg“ des Oberpfälzer Waldes, in der Nördlichen Frankenalb (in den NWRen „Kitschentalrangen“ und „Lohntal“) im Rahmen dieser Arbeit, sowie im Rahmen von FFH- und NWR-Erhebungen im Frankenwald (Brehm 2005) illustrieren. Es sind dies Arten, deren Arealbeschränkung - tentativ - auf der Verteilung der für ihre Verbreitung relevanten ökologischen Faktoren, also z.B. das Vorkommen bestimmter Höhenstufen, Bodenarten (Kalk, Sand, o.ä.) oder Klimabereiche zurückzuführen sein dürfte. Diese Arten haben in Bayern keine ausbreitungsbedingten Arealgrenzen im vorgenannten Sinne, und es ist demnach nicht sinnvoll, ihr Vorkommen geographisch weiter zu filtern.

Beispielsweise wurde bei *Patrobus assimilis* darauf verzichtet, geographisch beschränkte Verbreitung als Filter zu verwenden, da die Verbreitung der Art nicht nur durch relikttäres Vorkommen, sondern durchaus durch die aktuellen Klima- und Habitatbedingungen zu erklären ist. Die entsprechenden Hochlagen-Habitate treten nur in einem kleinen Teil Bayerns auf. Durch die Abgrenzung dieser auf Hochlagen beschränkten Habitate ist das Vorkommen auch ohne zusätzlichen geographischen Filter ausreichend erklär- und abbildbar. Andererseits hat *Agonum ericeti* als ebenfalls Moore besiedelnde Art in manchen Landesteilen Verbreitungslücken, die mit den Einzugsgebieten von Flüssen zusammenfallen. Beispielsweise im Bayerischen Wald kommt die Art nur in den zur Moldau entwässernden Teilen vor. Dies muss als geographischer Filter berücksichtigt werden.

Allerdings ist auch der Verlauf der Verbreitungsgrenze nicht immer bekannt, oder aber stabil. Der Bombardierkäfer *Aptinus bombardae* erreicht Bayern nur in einem Teil des östlichen Bayerischen Waldes, wobei unbekannt ist, wo genau die Grenze ursprünglich verlief und wo sie heute exakt verläuft.

Die Teilregionen wurden auf Basis der Wuchsgebietgliederung Bayerns, Einzugsgebieten der Flüsse, klimatischen Faktoren sowie Verbreitungsmustern der Fauna, v.a. der Laufkäfer, festgelegt. Sie stellt also den gutachterlichen Versuch dar, Muster in den Verbreitungsgrenzen der Arten (Horion 1941, Lorenz 2004, bayerische Artenschutzkartierung ASK) zu generalisieren, wo möglich kombiniert mit naturräumlichen Grenzen und Fließgewässersystemen.

Es handelt sich in der Natur sicher überwiegend nicht um „harte“ Grenzen. Zweifellos unterscheidet sich die Verbreitung der fraglichen Arten an ihrem Arealrand artindividuell, bedarf aber aus Gründen der Handhabbarkeit einer Typisierung. Die verwendete Arealgliederung ist in Abbildung 2.1. dargestellt.

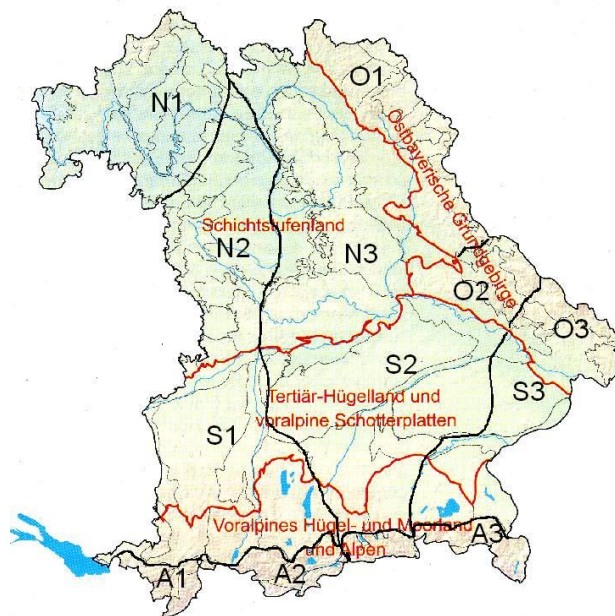


Abb. 2.1: Karte der Regionen (rote Linien) und Teilregionen (schwarze Linien) zur Festlegung natürlicher Arealgrenzen für die Stetigkeitsberechnungen (Vorlage nach LfU (2003), verändert und ergänzt); Erläuterung im Text

Es werden vier Regionen und darin jeweils drei Teilregionen unterschieden:

N	Nord(west)bayerisches Schichtstufenland
N1:	der nordwestbayerische Raum ist der atlantischste und wärmste in Bayern und Heimat mehrerer Arten, die nur hier vorkommen, da aus atlantischeren Teilen Deutschlands einstrahlend
N2:	ebenfalls stärker subatlantisch getönter Teil, Heimat einiger westlich verbreiteter Arten, die in N3 fehlen
N3:	subkontinentaler Teil; i.W. keine zusätzlichen, westlichen Arten wie in N1 und/oder N2
O	Ostbayerisches Grenzgebirge
O1:	Nordostbayerisches Paläozoikum; diverse Arten des Bayerischen Waldes fehlen
O2:	Westlicher Bayerischer Wald incl. Vorwald; diverse aus den Ostalpen nach O3 einstrahlende Arten fehlen
O3:	vom Ostalpenraum beeinflusst, mit einigen nur dort und hier vorkommenden Arten
S	Südbayerisches Alpenvorland incl. Tertiärhügelland
S1:	analog N2 und in Fortsetzung desselben; relativ atlantischer getönt, Heimat einiger westlich verbreiteter Arten, die in S2 und S3 fehlen
S2:	Raum zwischen S1 und S3
S3:	vom Ostalpenraum beeinflusst, mit einigen in Bayern nur hier (und in A3, O3) vorkommenden Arten
A	Alpen
A1:	atlantischer Teil/Allgäuer Alpen; einige nur hier vorkommende Arten („Westalpenarten“)
A2:	zwischen A1 und A3, Ammer- und Karwendelgebirge
A3:	Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen, mit einigen nur hier vorkommenden „Ostalpenarten“

Allerdings werden die Alpen in vorliegender Arbeit weitgehend ausgeklammert (s.o.)

In den Tabellen ist die Arealbeschränkung als Kreuz (x) vermerkt. Den in der Arbeit verwendeten Kenntnisstand zur aktuellen Arealbeschränkung dieser Arten kann man der entsprechenden Anlage (Tab. A.2.2.1) entnehmen.

Anwendung in dieser Arbeit und bei der Nutzung dieser Arbeit

Für die Berücksichtigung in den Berechnungen gilt, dass Arealbeschränkungen für die Stetigkeitswerte Verwendung fanden, für die Treue-Werte hingegen aus logischen Gründen ohne Belang sind. Auch bei der Anwendung der Ergebnisse vorliegender Arbeit, z.B. für die Ableitung von „Erwartungsarten“, müssen Arealrestriktionen selbstverständlich berücksichtigt werden (sh. Kapitel 4). In der Arbeit wird für alle Arten, die natürlicherweise nicht in ganz Bayern vorkommen, die Bezeichnung „arealbeschränkt“ verwendet.

Regionale Stenökologie

Ein Teil des Verfahrens besteht im Vergleich der eigenen Ergebnisse mit der Literatur (vgl. Kapitel 2.3.4.). Hierfür wurden u.a. die wichtigsten faunistischen Werke (Freude et al. 1976, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986, Marggi 1992, Hurka 1996, Turin 2000, Luff 1998, und weitere) systematisch für alle relevanten Arten ausgewertet. Für jeden Gruppe von Waldlebensräumen wurde v.a. auch Literatur aus jenen Teilen Europas ausgewertet, die als deren „Referenzregion“ gelten kann, also beispielsweise die pannonische Tiefebene für Eichen-Hainbuchenwälder, Polen und das Baltikum für Sandkiefernwälder, und Skandinavien für Moorwälder. Alle Arbeiten aus Regionen außerhalb Bayerns müssen unter dem Blickwinkel des **Gesetzes der regionalen Stenökologie** (Kühnelt 1943) interpretiert werden. Demnach verhält sich eine Art am Arealrand wesentlich stenöker als in dessen Zentrum, und wird häufig über einen oder mehrere Minimumfaktoren reguliert, die in dieser Form im Zentrum der Verbreitung nicht zur Wirkung kommen. Ein Beispiel dafür ist das verbreitete Auftreten von Arten, die in Mitteleuropa weitgehend an Wälder gebunden sind, auch in offenen Lebensräumen im atlantischen Teil Europas, da hier die kühl-feuchten Sommer und milderen Winter die puffernde Wirkung des Waldes auf (sub)kontinentale Klimabedingungen ersetzen (Baehr 1987).

Bayern ist ein großes Bundesland mit Erstreckung über 15 Wuchsgebiete und zwei biogeographische Regionen (BGR) der FFH-Richtlinie. Dennoch kann das Phänomen der regionalen Stenökologie innerhalb des Bezugsraums Bayern wohl insgesamt vernachlässigt werden. Eine Ausnahme stellen - wie dargestellt - die Alpen dar, die ja auch einer anderen biogeographischen Region (nämlich der alpinen BGR) angehören. Der Rest Bayern gehört der kontinentalen BGR an (die durch ein subkontinentales Klima geprägt ist, da sie die kontinentalsten Teile Europas nicht enthält). Auch wenn es bei manchen Arten durchaus Unterschiede im Grad der Stenökologie innerhalb der kontinentalen BGR Bayerns geben mag, so ist die Beschränkung auf das Bundesland Bayern ohne die Alpen doch wohl eine hinreichende Einschränkung, um diesen Einfluss als insgesamt vernachlässigbar ansehen zu können.

Ein weitere Ausnahme stellen subspezifische Taxa dar, die während der Kaltzeiten u.U. Anpassungen entwickelt, und sich insofern unterschiedlich eingemischt haben, wie etwas *Carabus menetriesi* (Müller-Kroehling et al. 2013), und weitere *Carabus*-Arten (s.o.). So ist es auffallend, dass *Carabus problematicus* im Bayerischen Wald wesentlich seltener (in Wäldern) gefunden wird als in Nordbayern, und ebenso *Pterostichus unctulatus* im Vergleich zwischen Voralpenland und Bayerischem Wald, wo die Art verbreitet ist.

2.1.6. Ausgestorbene und verschollene Arten

Einige Arten sind in Bayern nach derzeitigem Kenntnisstand „ausgestorben“ oder „verschollen“ (beides Kategorie „0“ der Roten Liste). Es ist durchaus für die Fragestellungen der Arbeit relevant, welche Arten dies sind und welche Lebensräume sie nutzten oder in angrenzenden Ländern noch nutzen (natürlich unter Berücksichtigung der regionalen Stenökologie, s.o.), und notwendig, daraus entsprechende Rückschlüsse zu ziehen.

Es ist aus demselben Grund auch keinesfalls sinnvoll, Arten, die seit mehr als 50 Jahren verschollen sind, aus den Roten Listen zu streichen, wenn ihr ursprüngliches, bodenständiges Vorkommen unstrittig ist. Beispielsweise wurde *Cylindera arenaria viennensis* mehr als 50 Jahre nach dem letzten Fund Ende der 1990er Jahre wiederentdeckt (Müller-Kroehling et al. 2001), kurz bevor die Art von der Roten Liste gestrichen werden sollte (Lorenz, per E-Mail, ca. 2001).

Einige solcher ausgestorbenen oder verschollenen Arten sind:

- *Sericoda quadripunctata* (sh. Kapitel Kiefernwald) als pyrobionte Art

- *Carabus nitens* als an nährstoffarme, großflächige Heiden und Heidemoore angepasste, nordische Art, die noch vor hundert Jahren in verschiedenen Landesteilen vorkam (vgl. Horion 1941)

Es ist für manche Fragestellungen sinnvoll, diese Arten auch als (bewertungsrelevante) Bestandteile der heimischen Fauna zu betrachten. Da sie in den Aufnahmen nicht auftreten können, ist es notwendig, sie in anderer Form zu berücksichtigen (sh. Kap. 2.3.5.).

2.2. Die zu charakterisierenden Habitattypen und Untersuchungsflächen

2.2.1. Bayerns Wälder

In diesem Abschnitt werden die Habitattypen, d.h. ihre ursprüngliche und heutige flächenhafte Beteiligung an der bayerischen Waldbestockung beschrieben.

Die Lebewelt von Wäldern ist die direkte Folge ihrer Entwicklungsgeschichte und mithin auch der Wald- wie auch der speziellen Habitattradition. Die verschiedenen Waldhabitateprägenden Baumarten Bayerns können auf eine unterschiedliche lange Tradition in Bayern zurückblicken. Die postglaziale Waldentwicklung Bayerns musste nach dem Ende der Würm-Kaltzeit (Eiszeit) neu beginnen. Nach mehrtausendjährig dauernder Dominanz anspruchsloser, ausbreitungsfähiger Pioniergehölze (Kiefern, Birken, Hasel) in mehreren Phasen folgten von Eichen und Edellaubbäumen geprägte Phasen der Waldgeschichte (Küster 1996). Die weitere Entwicklung wurde bereits, zunehmend und nachhaltig, durch menschliches Wirken beeinflusst. Im regenreichen Stau der Alpen konnten sich Edellaubbaum-reiche Waldtypen auch auf nicht-hydromorphen Standorten besonders lange halten (Küster 1996, Ellenberg 1996). Die Vorherrschaft von Buchenwäldern als Klimaxvegetation auf vielen Standorten ist ein Novum des Holozän und wird u.a. auch als Folge menschlicher Einflussnahme diskutiert (Küster 1996). Heute kommen alle anderen Waldtypen natürlicherweise nur noch auf so genannten Sonderstandorten zur Ausbildung. Dies sind Standorte, auf denen die Buche aufgrund zumindest eines für sie ungünstigen Standortfaktors nicht zur Dominanz gelangen kann (s.u.). Die Wälder dieser Standorte bilden dabei in gewisser Hinsicht die Wälder früherer Waldepochen ab.

Bayern ist heute zu 36% bewaldet, was 2,56 Millionen Hektar Waldfläche entspricht. Von Natur aus wäre Bayern weitgehend bewaldet, und nach heutiger Vorstellung (Sauter 2003, Walentowski et al. 2004) in den meisten Regionen und Höhenstufen von Buchenwäldern dominiert. Im Prinzip sind alle anderen Waldgesellschaften, sofern sie die Klimax-Vegetation eines Standorts darstellen, Ausfluss mindestens eines Standortfaktors, der so „extrem“ ist, dass das Vorkommen oder doch die Dominanz der Buche ausgeschlossen ist, oder aber ein zeitlich vor dem Klimaxzustand liegendes Waldstadium.

Manche Waldtypen waren daher schon von Natur aus eher Raritäten, die meisten sind aber wohl erst durch die Veränderung der Standortbedingungen selten oder deutlich seltener geworden. Zu nennen sind v.a. tiefgreifende Entwässerungen einer ursprünglich viel feuchteren Landschaft (Clausnitzer 1999). Hinzu kamen je nach Waldtyp auch Flächenverluste durch Rodungen ackerbaulich, als Grünland (einschließlich Feucht- und Wasserwiesen, Streuwiesen) u.ä. durch den (land)wirtschaftenden Menschen nutzbarer Standorte, und schließlich auch der verbreitete Anbau von Nadelholz-Rein- oder Mischbeständen (Nadelforsten), oftmals nach devastierender Vornutzung. Jahrhundertelange Nährstoffexporte hatten einen tiefgreifenden Einfluss v.a. auf basenarme Standorte, die verhagerten und versauerten bis hin zur Entstehung von Podsolen mit Ortsteinbildung. Manche Standortstypen entstanden erst infolge menschlicher Nutzung in

dem heute bekannten Umfang, so viele der tiefgründigen Flutlehmstandorte der Hartholzauen als Produkt der massiven Erosion und Auflandung nach den Rodungen des Mittelalters, und die Binnendünen-Gebiete ebenso (in Ausprägung und Umfang) als Folge devastierender Nutzungen (Völkel 2011).

Bestimmte Waldgesellschaften sind aufgrund ihrer Seltenheit und Gefährdung oder ihrer Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungen, aber auch wegen ihrer Bedeutung für die Artenvielfalt, unter gesetzlichen Schutz des Art. 30c des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatschG) gestellt (in Bayern vormals Art. 6d(1) bzw. 13d BayNatschG). Diese Waldtypen auf „Sonderstandorten“ sind laut Gesetz vor erheblichen Beeinträchtigungen und Veränderungen geschützt. Diese gesetzlich geschützten Waldbiotope sind überwiegend identisch mit den prioritären Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie, also jenen, die einem ganz besonders strengem Schutz innerhalb des Europäischen Schutzgebietsnetzes „NATURA 2000“ unterliegen sollen, doch gibt es mit den Erlen-Bruchwäldern, Eichen-Trockenwäldern, den meisten trockenen Kiefernwäldern und Schneeheide-Kiefernwäldern sowie auenfernen Sumpfwäldern auch Ausnahmen von den Gemeinsamkeiten beider Schutzregime in Bezug auf die Waldgesellschaften der Sonderstandorte. Beide Schutzsysteme verfolgen im Prinzip das Ziel, die Lebensräume in einem günstigen Erhaltungszustand und in ihrer Flächensubstanz sowie in einem räumlichen Verbund (letzteres speziell bei Natura 2000) zu erhalten

2.2.2. Gliederung der Habitattypen und Vorkommen in Bayern

Die verwendete Gliederung orientiert sich u.a. an der pflanzensoziologischen Systematik der Lebensräume. Als vegetationskundliche Grundlagenwerke wurden Oberdorfer (1977, 1992), Hofmeister (1997), Sautter (2003), Walentowski et al. (2004) und Härdtle et al. (2004) verwendet. Die Nomenklatur folgt Oberdorfer (1992) und Walentowski et al. (2004), soweit nicht anders angegeben. Die verwendeten Farbcodes der Habitatgruppen orientieren sich an Walentowski et al. (2004).

Schluchtwälder sind pinkfarben, nicht grün dargestellt, da Grüntöne durchgehend den Buchenwäldern vorbehalten wurden. Waldbrandflächen sind bei Walentowski et al. (2004) nicht behandelt und erhalten in vorliegender Arbeit eine rote Farbe.

Einen Überblick über die verwendete Gliederung der Habitatgruppen und ihre Flächenbedeutsamkeit in Bayern gibt Tabelle 2.1.

Die geschützten Waldgesellschaften sind wie erwähnt weit überwiegend, aber nicht vollständig auch **Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL**, und vice versa (sh. rechte Spalte in Tab.2.1.).

Das LfU hat 2009 (in gedruckter Form veröffentlicht 2012) eine Karte der potenziellen natürlichen Vegetation (hpnV) Bayerns veröffentlicht. Diese beschreibt der Definition der hpnV entsprechend, welche Klimaxvegetation sich unter heutigen Standortsbedingungen entwickeln würde, wenn der Natur ihr Lauf gelassen würde, und dies für die gesamte Fläche (einschließlich der ca. 15% Siedlungs- und Verkehrsfläche mit größeren Anteilen versiegelter Fläche). Diese Karte im Maßstab 1:500.000 enthält maßstabsbedingt Vergrößerungen und Komplexbildungen, erlaubt aber einen gewissen Überblick darüber, welchen Anteil die Standorte der natürlichen Waldgesellschaften heute hätten, was auch ein grober Weiser für ihre ursprüngliche Flächenbedeutsamkeit ist. Hierfür wurden die Shape-Daten dieser Karte flächenmäßig ausgewertet, die aufgeführten Werte stammen als nicht direkt aus LfU (2012).

Exakte Flächenangaben zu den heute realisierten Flächen der Waldgesellschaften in den Wäldern Bayerns, oder zumindest jener der geschützten Waldgesellschaften der Sonderstandorte des §30 BNatschG, existieren nicht. Entsprechende Kartierungen liegen weder für die gesamte Waldfläche, noch den Staatswald vor, so dass auch eine

Hochrechnung aus den Staatswald-Daten nicht möglichst ist. Für eine Betrachtung des aktuellen Flächenumfanges dieser Waldtypen muss daher auf verschiedene Quellen wie die zweite Bundeswaldinventur (BWI²) oder den FFH-Bericht (gemäß Art. 17 FFH-RL) zurückgegriffen werden. Für Bruchwälder liegen keine Angaben aus letzterer Quelle vor, da sie kein FFH-LRT sind, aber in Kaule et al. (1978) findet sich eine entsprechende Flächenangabe. Eine Schätzung der flächenhaften Verbreitung der zu Habitatgruppen zusammengefassten Waldlebensräume Bayerns ist in Tabelle 2.1. aufgeführt

Tab. 2.1.: Schätzungen des Flächenumfangs natürlicher und halbnatürlicher Vorkommen der wichtigsten Gruppen von Wäldern Bayerns (Quellen: sh. Text)

Waldtypen-Gruppen	aktueller Bestand in ha	hpnV-Fläche in ha	§30	FFH-LRT?; Bemerkungen
Buchenwälder und Buchen-Tannen-Bergmischwälder	300.000	5.800.000	überw. nicht	ja
davon Orchideen-Buchenwald	ca. 4000	wg. Komplexbildung k.A.	ja	ja; ca. 4000 ha lt. FFH-Bericht 2013
Schlucht-, Block- und Hangmischwälder	10.000	wg. Komplexbildung k.A.; ADF: 23.000	überw. ja (Hangmischwälder nur teilweise)	prioritär (ADF nur teilweise LRT)
Eichen-Hainbuchenwälder natürlich und halbnatürlich (d.h. incl. sekundärer Ausprägungen)	20.-25.000	750.000 einschließlich der Eschen-Hainbuchenwälder	teilweise	ja; 25.000 ha 9170 und 9160 lt. FFH-Bericht
Eichen-Trockenwälder	<1-2.000	1500	ja	nein (9190 fast nicht in BY)
Hochlagen- und Block-Nadelwälder	22.500, davon ca. 5-7.000 in den Mittelgebirgen (Müller-Kroehling et al. 2009b)	74.000	ja	ja
Sand-Kiefernwälder natürlich und halbnatürlich	<1-2.000	3.000	ja	z.T. (Flechten-Kiefernwald)
Halbnatürliche Kiefernwälder auf Kalkstandorten	1.-2.000	2.700	teilweise	z.T. („Steppen-Kiefernwald“ ja; Schneeheide-Kiefernwald nicht)
Waldbrände und Waldbrandflächen	ca. 40 (jährlich)	k.A.	nein	nein
Auwälder	20-30.000	350.000	ja	an Fließgewässern; ca. 20.000 LRT *91E0 und 2000 ha LRT 91F0
Bruchwälder	ca. 9.000	29.000	ja	nein
Moorwälder	ca. 10.000	10.000	ja	prioritär

Buchenmischwälder nehmen in Bayern etwa knapp 300.000 ha Fläche ein (ca. 12% der Bestockung), davon 15.000 ha als Reinbestände (alle Angaben in diesem Abschnitt soweit nicht angegeben lt. BWI², Schnell & Bauer 2002). Mischbestände werden v.a. mit Nadelbaumarten gebildet. Auch die Angaben des FFH-Berichts 2013 zu den Buchen-Lebensraumtypen (9110 bis 9150) entsprechen dieser Größenordnung, da alle Buchen(misch)wälder auch LRT-Eigenschaft haben. Die heutige potenziell natürliche Fläche (LfU 2012) beläuft sich zusammen mit den Tannen- und Bergmischwäldern und einschließlich der eingestreuten Schluchtwälder auf über 81% der Landesfläche, wobei zu betonen ist, dass es sich hierbei um eine reine Betrachtung der Klimaxvegetation handelt. Ferner ist zu beachten, dass viele Standorte durch Entwässerung, Düngung und andere Maßnahmen eine standortsnivellierende Veränderung erfahren haben, was das Standortspotenzial von Buchenwäldern als Dominanzgesellschaft der Normalstandorte noch gesteigert hat. Der Anteil der Buchenwälder am Standortspotenzial Bayerns wäre daher natürlicherweise zwar sehr hoch, aber wohl nicht so hoch wie in der hpnV.

Eichenmischwälder folgen mit aktuell 115.000 (5%). Über 100.000 ha Wäldern vom „Eichen-Typ“ mit und ohne Beimischung (Schnell & Bauer 2002) steht nur eine vergleichsweise kleine Fläche jener Eichenmischwälder gegenüber, die laut FFH-Bericht als FFH-Lebensraumtypen aufzufassen sind. In der hpnV (LfU 2012) nahmen Eichen- und Eschen-

Hainbuchenwälder feuchter und trockener Ausprägung heute potenziell fast 11% ein. Eichen-Hainbuchenwälder haben mithin zwar einerseits durch frühere Hute- und Stockausschlagwirtschaft eine anthropogene Förderung auf „Buchen-fähigen“ Standorten erfahren, sowie ferner in manchen Gebieten auch durch hydrologische Veränderung vieler Auen-Standorte, andererseits aber durch landwirtschaftliche Nutzung doch in der Netto-Bilanz mehr Fläche verloren, als sie dazugewonnen haben.

Eine geringere Fläche, die allerdings mangels FFH-LRT-Eigenschaft nur grob geschätzt werden kann, ist als Eichen-Trockenwälder trockener Hanglagen anzusprechen. Potenziell natürlich (LfU 2012) kommen diese Eichenwälder heute auf knapp 1500 ha vor. Als FFH-LRT 9110 auf Sandebenen sind nur wenige Hektar einzustufen.

Auf etwa 1.300.000 ha sind Fichtenmisch- und -reinbestände realisiert (52% der Waldfläche), davon 298.000 ha ohne Beimischung. Für den LRT 9410 (Bodensaure Nadelwälder), der auch anmoorige Fichtenwälder im Kontaktbereich zu Mooren sowie nach gängiger Auslegung Deutschlands auch bodensaure Tannenwälder umfasst, ist im FFH-Bericht 2013 eine Flächenangabe von über 22.000 ha angegeben. Der Lebensraum subalpiner Fichtenwälder hat nach Berechnungen von Kölling (in Müller-Kroehling et al. 2009b) einen Umfang von nur ca. 6000 ha im Bayerischen Wald, und sonst nur im Fichtelgebirge weitere, sehr kleine Vorkommen außerhalb der Alpen. In der hpnV (LfU 2012) sind 74.000 ha als Komplex den natürlichen Hochlagen-Fichtenwäldern zuzuordnen.

Auf knapp 450.000 ha finden sich Kiefern(misch)bestände (18% der Waldfläche), davon auf 91.000 ha solche ohne Beimischung (Schnell & Bauer 2002). Nur etwa 3000 ha sind heute potenziell natürlich den bodensauren Kiefernwäldern zuzuordnen, weitere ca. 2700 ha den Schneeheide-Kiefernwäldern (LfU 2012). Ein noch wesentlich kleinerer Bruchteil davon ist als einer der beiden Kiefern-Lebensraumtypen anzusprechen, die zusammen nur knapp 500 ha (in der kontinentalen BGR) ausmachen.

Die Bedeutung, die Waldbränden in Mitteleuropa natürlicherweise zugekommen ist, wird in den verschiedenen Phasen der Waldgeschichte stark geschwankt haben (Olsson & Lehmdahl 2009). Es ist denkbar, dass vor allem von der Waldkiefer dominierte, lichte Waldphasen auf bestimmten Standorten (arme Lockersande, Moore) teilweise einer natürlicher Waldbranddynamik unterlagen (Whitehouse 1997, Heinken 2008), worauf im Kapitel Kiefernwald eingegangen wird. Solche „Waldphasen“ wären dann Teil eines Habitatkomplexes und werden hier auch als solcher behandelt. Heute nehmen Waldbrände in Bayern nur einen jährlichen Umfang von meist unter 40 ha ein, wovon fast 50% auf Bundesforst-Flächen entfallen. Die durchschnittliche Größe beträgt lediglich einen halben Hektar (alle Angaben BLE für die Jahre 2010-2012).

Eschen-, Erlen- und andere Edellaubholz- und Weichlaubholzwälder machen zusammen 190.000 ha und damit etwa 8% der bayerischen Waldbestockung aus. Nur ein geringer Anteil davon ist allerdings als FFH-LRT einzustufen, wobei besonders der Hartholzauwald eine sehr geringe Fläche einnimmt. Der weitaus größere Teil dieser Bestockungen liegt zwar in den Flusstälern, weist aber durch Veränderung der hydrologischen Verhältnisse (z.B. durch Eindeichung und Grundwasserabsenkung) keine LRT-Eigenschaft auf. Der LRT *91E0 umfasst auch Galeriegehölze an Fließgewässern, die nicht als Wald anzusprechen sind. In der hpnV (LfU 2012) nehmen Auwälder verschiedener Typen ca. 350.000 ha ein.

Abweichend von Walentowski et al (2004) werden die Bruchwälder hier als eigene Habitattypengruppe, und nicht zusammen mit den Auwäldern behandelt. Mangels FFH-LRT-Eigenschaft gibt es für diesen Habitattyp nur eine grobe Schätzung zum Flächenumfang aus Kaule et al. (1978). Die etwa 9.000 ha an rezentem Bestand stehen 29.000 ha Fläche in der hpnV (LfU 2012) gegenüber.

Moorwälder kommen vielfach in Komplexen mit offenen Mooren vor, was als Fließgleichgewicht aufzufassen ist, das in intakten Mooren im Laufe der Entwicklung, aber selbst im Laufe weniger unterschiedlich nasser und trockener Jahre schwanken kann. Keineswegs alle bayerischen Moore wären von Natur aus unbewaldet oder lediglich von einem Moorrandwald umgeben. Vielmehr trügen sie oftmals auch im Moor-Kernbereich auf einem Teil der Fläche unterschiedlich lichte Bestockungen, zum oftmals vorhandenen baumfreien Zentrum hin zunehmend ausdünnend, krüppelwüchsig und truppweise auf Bulte konzentriert. Dem FFH-Bericht zufolge wie auch laut hpnV (LfU 2012) beträgt der Umfang von Moorwäldern im FFH-Sinne etwa 10.000 ha. Davon sind laut hpnV-Karten potenziell natürlich 5.500 Fichten-Moorwälder, 4.000 Moorbirken- und Waldkiefern-Moorwald und nur 500 ha Spirken- und Latschenmoorwald.

Die für das Projekt erstellte und verwendete Habitattypengliederung, die auf dieser Grobgliederung aufbaut, kann Anlage A.1.1. entnommen werden. Diese Habitattypen auf Basis von Waldgesellschaften wurden um einige weitere Habitattypen ergänzt, die keiner pflanzensoziologischen Einheit zuzuordnen sind, aber für die Bodenfauna doch separate Lebensräume darstellen. Dies ist für **Sonderstrukturen** und bestimmte **Sukzessionsphasen** relevant. Beispiele für „Sonderstrukturen“ wären kleinflächige oder lineare, aber nicht vegetationskundlich charakterisierte Ausprägungen wie ein eingestauter Graben im Moorwald (GRA), der deutlich nasser und torfmoosreicher als der umgebende Moorwald ist. Auch bestimmte Waldentwicklungsphasen wie beispielsweise Waldbrandflächen (WBF) mit ihrer eigenen Kombination aus Standortfaktoren, können in Bezug auf die Bodenfauna als eigener Habitattyp angesehen werden. Diese nicht vegetationskundlich definierten Habitattypen sind nicht per se kleinflächiger als die vegetationskundlich definierten. So kann es in großen Wald- und Heidegebieten beispielsweise durchaus Brandflächen von mehreren Tausend Hektar Fläche geben (Winter 1980), auch wenn die durchschnittliche Flächensumme und Flächengröße erheblich darunter liegen (s.o.).

Die **Assoziation** ist das erste Gliederungselement der Wahl als Grundlage für eine Systematik der Habitattypen der Fauna (vgl. Rabeler 1965), da sie in einer überschaubaren Typenvielfalt bestimmte Baumarten- und Standorts-Kombinationen zusammenfasst. Allerdings ist zu erwarten, dass zum Teil Subassoziationen oder Variationen der Pflanzengesellschaften in ihrer Ausprägung für die Laufkäferfauna unterschiedlich als Lebensraum nutzbar sind. So können beispielsweise in einer Bärlauch-Facies mancher Waldgesellschaften Bärlauch (*Allium ursinum*)-Dominanzbestände im Frühjahr so bodendeckend sein, dass sie für manche Laufkäferarten möglicherweise ein Besiedlungshemmnis darstellen (Dalang 1981, Mayer 2005). Die Habitattypen können jedoch natürlich nicht alle **Phasen, Varianten oder Übergänge** der Natur abbilden. So kommen beispielsweise auch beim Luzulo-Fagetum sehr blockreiche Varianten vor, oder solche mit mineralreichem Hangwasser oder Überrollung, die zu basenreicheren Buchenwäldern überleiten, usw.

In Tabelle 2.2. werden die natürlichen **Pendant-Habitate** aufgeführt. Dies sind die natürlicherweise unbewaldeten Gegenstücke der Wald-Habitat-Gruppen, und zugleich Komplexbildner mit jenen. Für die Moore sind dies die offenen Hochmoore, für Bruchwälder die offenen Niedermoore, offene Sanddünen für die Sand-Kiefernwälder, für die subalpinen Nadelwälder die offenen Blockhalden. Diese werden aufgrund ihres biotopeigenen Kälteklimas Molenda (1995) folgend als „Kaltluft-erzeugende Blockhalden“ bezeichnet. Offene Felsen als Pendants der Schluchtwälder und offene Kies-, Sand- und Schluffbänke der Wildflussauen sind im Datenbestand aufgrund ihrer schwierigen Beprobung mit Bodenfallen und des sehr beschränkten Datenmaterials aus dieser Methode unterrepräsentiert (s.u.). Als die „zonalen“ Waldlebensräume Bayerns können in Bayern nur die Buchenwälder bodensaurer (Luzulo-Fagetum) und basenreicherer (Hordelymo-Fagetum) Standorte bzw. deren Übergang (Asperulo-Fagetum) gelten (s.o.). Sie nehmen „normale Waldstandorte“ ein, denen folglich Pendantshabitate, die durch besonders extreme

Ausprägung der prägenden Standortbedingungen waldfrei wären, fehlen. Die Einbeziehung der Pendanthabitats ist für manche Fragestellungen bedeutsam.

Zwischen den Waldhabitaten und ihren offenen Pendant gibt es zahlreiche **Übergänge und Komplexbildungen**. Auch zeitlich kann, je nach den Witterungsverhältnissen einzelner Jahre, die Wald-Offenland-Grenze variabel verlaufen. Durch menschliche Einflussnahme wurden halbnatürliche offene Pendant geschaffen, wie offene Niedermoore auf Standorten, die natürlicherweise Bruchwälder tragen würden (Bauer 1982). Ohrweiden-Gebüsche können auf diesen Standorten räumliche, wie zeitliche Übergänge zwischen offenen Niedermooren und Bruchwäldern darstellen. Auch offene Moore und Moorwälder sind als Komplexlebensraumkomplexe zu verstehen, die im Wandel der klimatischen Verhältnisse und mit der fortschreitenden Entwicklung eines Moores einem wechselnden „Fließgleichgewicht“ unterliegen (s.o.).

Tab. 2. 2: Obergruppen der Habitattypengliederung (ohne „sonstige Habitattypen“) und dazugehörige Pendant-Habitats

Habitattypengruppe bzw. Habitattyp	Pendant-Habitats
Landwälder	
Buchenwälder	(entfällt)
Schluchtwälder	(Felsen)
Eichenwälder	Trockenrasen (trocken, z.T. auch tonig/wechsel trocken)
Kiefernwälder (ohne Moore) und offene Sandstandorte	Offene Sandstandorte
Brandflächen	(einschließlich offener Bereiche)
Subalpine Nadelwälder	offene Blockhalden
Feuchtwälder	
Au- und Sumpfwälder	(offene Habitats der Wildflusssau)
Bruchwälder	Offene Niedermoore
Moorwälder	Offene Moorstandorte und "Sonderstrukturen" im Moor

Die Habitattypen werden auch ziffernmäßig codiert und haben auch einen **Kurznamen** in Form einer zwei- bis dreistelligen Buchstabenkombination, die sich aus den Anfangsbuchstaben der wissenschaftlichen oder deutschen Habitattypenbeschreibung zusammensetzt (vgl. Tabelle A.1.1. in der Anlage 1). Ein Beispiel ist das VPR=Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae (Spirkenfilz). Im Text werden der Einfachheit und Präzision halber diese Kurznamen oftmals ohne weitere Erläuterungen verwendet. Um die Lesbarkeit der Tabellen zu erleichtern, liegt der Arbeit eine Beilage mit den wichtigsten Abkürzungen bei, der auch die wichtigsten Habitattypen enthält.

Um die Beziehung von Arten zu Lebensräumen betrachten zu können, wurden bereits in der Vergangenheit Versuche unternommen, Lebensräume der Tierarten zu klassifizieren (z.B. Riecken & Blab 1989). Gegen die Verwendung existierender Habitattypen-Gliederungen sprach, dass diese in vielen Bereichen eine für die Zwecke dieser Arbeit zu grobe Klassifizierung zugrunde legen, die beispielsweise Habitattypen vergleichbar der vegetationskundlichen Assoziations- bzw. der FFH-LRT-Ebene nicht enthalten, sondern bereits in den Basis-Einheiten stark aggregieren, und ferner auch für die Fauna wichtige Sonderstrukturen und Sukzessionsphasen nicht abbilden (s.o.). Gegen bereits am Anfang recht stark aggregierte Gruppen sprach v.a. auch die hier angewandte Verwendung nichthierarchischer Aggregationsstufen (Habitattypengruppen, sh. Kap. 2.2.3.) beim Identifikationsprozess derjenigen Habitats, die dem Vorzugshabitats einer Art am nächsten kommen. Dennoch erscheint ein Übersetzungsschlüssel der hier verwendeten Habitattypengliederung (auf HT-Ebene) in andere Gliederungssysteme erforderlichenfalls denkbar, wenn auch mit Ergänzungen und Unschärfen dort, wo jene Systeme gröber sind.

Sekundärhabitats

Durch Bewirtschaftungsmaßnahmen können die bestimmenden Standortfaktoren und/oder die Baumartenzusammensetzung verändert werden, sowie die Habitatsgröße und die

Habitattradition beeinträchtigt werden. Es entstehen Sekundärhabitats, wie Kiefernforste, Fichtenforste oder Moorheiden. Darunter sind völlig neue Lebensräume, oder auch solche, die aufgrund ihrer vegetationskundlichen Ähnlichkeit als sekundäre Ausprägungen der primären Habitats verstanden werden können. Neue Habitats können auch durch Wiederherstellung entstehen (z.B. Wiederanstau eines Moores mit anschließender Waldsukzession zu einem sekundären Moorbirken-Moorwald (*Vaccinio uliginosi*-Betuletum, sekundär=VUS). Solche durch menschliche Aktivitäten geprägten oder als deren Folge entstandenen Habitats werden in der Habitattypen-Tabelle eigens verschlüsselt.

Tabelle 2.3. stellt die natürlichen und naturnahen Habitattypen den wichtigsten veränderten Habitattypen gegenüber.

Tab. 2.3. Gegenüberstellung der wichtigsten unterschiedenen Habitattypen (natürliche und primäre versus veränderte und sekundäre)

Habitattypengruppe	(Halb)natürliche oder primäre Habitattypen	Veränderte oder sekundäre Habitattypen
Schluchtwälder	Ahorn-Eschen-Schluchtwald (FA) Linden-Ahorn-Schluchtwald (TA) Moschuskraut-Schluchtwald (ADF)	Fichtenforst auf Schluchtwaldstandort (FTA)
Buchenwälder	Hainsimsen-Buchenwald (LF) Waldmeister-Buchenwald (AF) Waldgersten-Buchenwald (HF) Orchideen-Buchenwald (CF) Blaugras-Buchenwald (SF)	Fichtenforst auf Standorte des LF (FLF usw.) Fichtenforst auf Standorte des AF (FAF usw.) Eichenreicher Waldmeister-Buchenwald (AFE) Sekundärer Schneeheide-Kiefernwald (BKW, KSS)
Eichenwälder	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (GC), primär Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (SC)	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, sek. (GCS) Eichenreicher Waldmeister-Buchenwald (AFE) Eichenreicher Hainsimsen-Buchenwald (LFE)
Kiefernwälder und offene (d.h. unbewaldete) Sandstandorte	Flechten-Kiefernwald (CPI) Weißmoos-Kiefernwald (DPI) Schneeheide-Kiefernwald (SHK) primär Sanddüne offen (SDO) Sandheide offen (SHO), tlw.	Kiefernforst auf Standort des LF (KIS) Kiefernforst auf Standort des GC (KGC) Schneeheide-Kiefernwald (SHK), sekundär Sandgrube offen (SGO) Sandheide offen (SHO), tlw.
Hochlagen-Nadelwälder und offene Blockstandorte	Subalpiner Fichten-Hochlagenwald (HLF) Fichten-Blockwald (FBL) Kaltluft-erzeugende Blockhalde (BOK)	Fichten-angereicherte, hoch gelegener Bergmischwald (HFH) Fichtenforst, versch. Typen (z.B. FLF) Sekundäre Blockhalde (BOS)
Auwälder	Silberweiden-Weichholzaue (SAL) Eschen-Ulmen-Hartholzaue (FRU) Schwarzerlen-Auwald (STA) Traubenkirschen-Eschenwald (PRF) Winkelseggen-Eschenwald (CRF) Winterschachtelhalm-Eschenwald (EF)	Reliktische Aue (REA) Hybridpappelforst (HYP) Fichtenforste in der Aue (versch. HT)
Bruchwälder und Niedermoore	Schwarzerlen-Bruchwald (CEA) Ohrweidengebüsch (OWG) Offenes Niedermoor (NMO) tlw.	Fichtenforst auf entwässertem Bruchw.-STO (BWF) Offenes Niedermoor (NMO) tlw.
Moore und Moorwald	Spirkenfilz (VPR) Latschenfilz (PMS) Kiefernfilz (VPS) Moorbirken-Moorwald (VUB) Aufichtenwald (CVP) Hochlagen-Krüppelfichtenmoorwald (VUP) Fichten-Moorrandwald (BPV) Bunttorfmoos-Gesellschaft (SPM) Scheidiges Wollgras-Ges. (ESR) tlw.	Sekundärer Fichtenmoorwald (FMS) Moorwald undiff. (MOW) Moorheide offen (MHO) Rauschbeer-Moorheide (VUG) Scheidiges Wollgras-Ges. (ESR) tlw.

Im Kontext der Arten und Gemeinschaften ist der Vergleich sekundärer Habitats (z.B. eines Fichtenforstes) mit der ursprünglichen Vegetation des Standorts (z.B. eines Hainsimsen-Buchenwaldes) von Belang. Beispielsweise kann eine Betrachtung relevant sein, wie viele der ursprünglichen Arten in der überformten Variante noch vorkommen, und ob eventuell auch Arten hinzu kommen. Auch der Vergleich mit dem natürlichen Pendant der Ist-Bestockung (z.B. im Beispiel einem natürlichen Fichtenwald) ist relevant. Gleiches gilt für den Vergleich primärer mit sekundären Ausprägungen des Habitattyps (z.B. ein sekundäres, durch Mittelwald-Nutzung entstandenes Galio-Carpinetum mit einem primären auf Pelosol).

Die Unterscheidung dieser Habitattypen und die Inventarisierung ihrer Artausstattungen kann dann bei der Anwendung ferner auch Anhaltspunkte dafür liefern, ob die Bestockung einer Probestfläche gemessen an ihrer festgestellten Artausstattung primär oder sekundär, natürlich oder naturnah, oder mehr oder weniger stark verändert ist. Diese Frage kann sich

beispielsweise im Kontext der Bewertung des Ist-Zustandes, bei der Diskussion um den Ursprungs- oder auch den anzustrebenden Zielzustand einer Fläche stellen (vgl. Kap. 4.).

Der Vergleich natürlicher Wälder mit den von derselben Baumart gebildeten Forsttypen wird hier für die Fichten- und Kiefernforste als bei weitem verbreitetsten Forst-Typen angestellt, die zusammen in einigen Landesteilen Bayerns mehr als die Hälfte der Waldfläche einnehmen. Er wird über VENN-Diagramme auf Basis einfacher Artidentitäten (z.B. Müller 1991) dargestellt. Dominanzen der Arten bleiben dabei außer Betracht, da es darum geht, ob diese Typen überhaupt Lebensraum der entsprechenden Arten ihrer natürlichen Bestockungs-Pendants sind oder sein können.

Auch die veränderten Habitattypen können erhaltens- und schützenswert sein, wenn sie Lebensraum seltener, gefährdeter oder Arten hoher Schutzverantwortung sind. Auf eigene Darstellungen zu diesen Lebensräumen wird dennoch verzichtet, da es in der Arbeit vorrangig um die natürlichen und naturnahen Waldlebensräume geht. Es wird aber bei den artweisen Betrachtungen (Anlage A.5.) angegeben, sofern Arten laut Literatur solche anthropogenen Ersatzhabitate z.T. sogar bevorzugt oder ausschließlich als Lebensraum nutzen. Auch sind die Habitatbezüge (Stetigkeit, Treue) zu ausgewählten, da besonders flächenbedeutsamen oder besonders naturnahen sekundären Habitaten in Kapitel 3 neben den natürlichen Habitattypen aufgeführt. In einem jeweiligen Abschnitt zu den wichtigen Kontakthabitaten werden auch zu wichtigen Sekundärlebensräumen Gemeinsamkeiten und Unterschiede in der Artausstattung mit den ursprünglichen Lebensräumen angesprochen. Dieser Teil dient lediglich der Diskussion der Ergebnisse. Ausführliche Vergleichsberechnungen bedürften weiterer Auswertungen zu diesen Habitaten und müssen ggfs. an anderer Stelle erfolgen. Dieser Vergleich sollte im Sinne von Ammer (1998) geführt werden, da auch Nadelforsten eine bedeutsame Lebensraumfunktion zukommen kann (Ammer 2001, Ammer & Utschick 2004) und der Vergleich auch erst die Unterschiede, und somit Optimierungsbedarf oder auch nicht behebbare Defizite offenbart (Ammer & Schubert 1999).

Die sekundären Lebensräume stehen letztlich stellvertretend für bestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen, die die Baumartenzusammensetzung und - direkt oder indirekt - auch die Standorte verändern. Daher können über den Vergleich mit diesen Habitaten indirekt auch die Auswirkungen der entsprechenden Bewirtschaftungsmaßnahmen betrachtet werden. Eine gezielte und detaillierte Analyse der Auswirkungen konkreter forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Arten bzw. Artengemeinschaften ist jedoch nicht das Ziel vorliegender Arbeit. Die Fragestellung hätte für eine erschöpfende Betrachtung zumindest für manche Habitattypen auch die Aufnahme noch weiterer veränderter oder beeinträchtigter Varianten der einzelnen Habitattypen, oder weiterer Kombinationen veränderter Habitaffaktoren, und eine entsprechende Zahl von Replikationen derselben erfordert. Solche wären deswegen besonders wichtig, da es bei dieser Fragestellung nicht um monokausale bzw. unifaktorielle Zusammenhänge geht, und daher unzureichende Abdeckung möglicher Kombinationen von Einflussfaktoren ebenso wie verkürzte Gradienten zu falschen Schlüssen führen können. Die hier vorgelegten Untersuchungen und Ergebnisse zu den möglichst naturnahen Varianten der Lebensräume können aber durchaus als Grundlage für entsprechende Untersuchungen dienen.

Nicht einbezogene Lebensräume

Clausnitzer (1999) hat auf die Bedeutung der Kenntnis der Primärhabitats der Arten hingewiesen. Lebensräume, die nicht dem Klimazustand des Standorts entsprechen (vgl. Fischer 1992) oder im Wege einer zyklischen Erneuerung natürlich entstehen, können nur durch Bewirtschaftung und ggfs. gezielte Pflege erhalten werden, was von der Wirtschaftlichkeit oder Verfügbarkeit der nötigen Fördermittel abhängt, und entsprechend einem Wandel unterworfen ist (vgl. z.B. Bauer 1982, Niemelä & Baur 1998, Adelman 2001). **Kulturhabitats** des Offenlandes wie Äcker und Wirtschaftsgrünland auf Mineralböden

wurden hier nicht einbezogen, da sie für die Frage nach den Beziehungen der Arten zu naturnahen Lebensräumen nicht gegenständlich sind. Allerdings ist für die Feststellung von Charakterarten relevant, ob eine Art auch außerhalb natürlicher und sehr naturnaher Lebensräume vorkommt (nicht hingegen, ob sie hier höhere Abundanzen erreichen kann als im Primärhabitat, Clausnitzer 1999). Dies wird daher im entsprechenden Algorithmus über die Literatur berücksichtigt (Kap. 2.3.4.).

Ebenfalls nicht, oder nicht im für eine vollwertige Bearbeitung notwendigen Umfang einbezogen wurden bestimmte natürliche Lebensräume, wie dystrophe Ufer (Röhrichte usw.) und Kiesbänke der Wildflussaue, und halbnatürliche Lebensräume wie Kalkschotter- und Flusstalhäiden. Auch ist die Vielfalt offener Sandstandorte (*Calluna*-Heiden, Sandmagerrasen, Binnendünen) wie auch der Niedermoore und Übergangsmoore unterschiedlicher Trophie nur mit mäßig vielen Datensätzen abgebildet. Eine umfassende Bearbeitung dieser Lebensräume für Bayern mit Bodenfallen von dritter Seite ist noch nicht erfolgt, und eigene Daten konnten in diesen Lebensräumen überwiegend schon aufgrund des Bearbeitungsschwerpunktes nicht erhoben werden. Sie wären zum Teil auch methodisch bedingt nur schwer mit der geforderten Methodik erhebbar, da dynamische Kiesbänke mit regelmäßigem Wellenschlag, Übersandung oder Überflutung, lockere, völlig unbewachsene, steile Sanddünen und nasse, semiaquatische Uferstandorte wechselnden Wasserstandes praktisch nicht mit Standard-Bodenfallen erhebbar sind (vgl. auch Plachter 1985). Eine Bearbeitung mit normierten Handfängen wäre denkbar, ergibt aber anders zusammengesetzte Artenlisten (Plachter 1985). Diese Lebensräume sind mithin nicht ausreichend repräsentiert. Es ist jedoch zu erwarten, dass sie Heimat weiterer, in vorliegender Arbeit nicht aufscheinender Arten sind, und ferner auch von im Untersuchungsrahmen gefundenen Arten, die außerhalb dessen eben weitere, und z.T. sogar möglicherweise bedeutsamere Vorkommen haben. Beispielsweise gilt dies für einige Feuchtgebietsbewohner, die neben Feuchtwäldern usw. in unterschiedlichem Maß auch an Ufern leben. Die Testwerte sagen insofern v.a. etwas über die Möglichkeit aus, dass die gefundenen Arten in den im Rahmen dieser Arbeit betrachteten natürlichen und naturnahen Wald-Lebensräumen leben. Die Berücksichtigung der Frage, ob sie nicht auch in anderen (halb)natürlichen oder anthropogenen (Ersatz)lebensräumen leben, ist dennoch möglich, muss aber aus einer anderen Quelle kommen (Kap. 2.3.4.).

Eine Ergänzung der durchgeführten Auswertungen um die genannten Lebensräume der Kulturlandschaft und eine noch vollständigere Erhebung der Offenland-Lebensräume wäre wünschenswert.

2.2.3. Zusammenfassung von Habitaten zu Bestockungs- und Standortsbasierten Gruppen

Lebensräume auf der Ebene von Habitattypen, überwiegend angelehnt an die Assoziationen bzw. die FFH-LRT, können unterschiedlich stark zu weiteren, größeren Gruppen zusammengefasst werden, die hier als **Habitattypengruppen (HTG)** bezeichnet werden sollen. Der neue Begriff wird hier eingeführt und wie die Habitattypen selbst so verwendet, dass diese Einheiten nicht mit vegetationskundlichen Einheiten (wie der Assoziations- oder Verbandsebene) identisch sind bzw. sein müssen.

Eine Zusammenfassung ist dabei grundsätzlich nach zwei unterschiedlichen Gesichtspunkten möglich, der Bestockung (B, also HTB), und dem Standort (S, also HTS). Bei ersterer steht z.B. das Vorhandensein einer dominierenden Kiefern-Baumschicht im Vordergrund, unabhängig davon, auf welchem Standort (natürlicher Buchen-, Eichen- oder Kiefern-Standort) sich diese befindet. Bei zweiterer steht das Standortspotenzial und mithin die potenziell natürliche Vegetation ((h)pnV) im Fokus der Klassifizierung. Eine unterschiedliche Reaktion der Arten bei Tests auf HTB und HTS erlaubt eine Interpretation,

welche Faktoren entscheidender für eine Beziehung der Art zu diesem speziellen Lebensraum sind, eher die der Bestockung oder eher jene des Standorts.

Auf beiden Ebenen können die Habitattypengruppen unterschiedlich stark aggregiert werden. Beispielsweise können - unabhängig vom Standort - alle Kiefernwälder zu einer HTB zusammengefasst werden, und auf der nächsten Ebene zusammen mit allen anderen Nadelbaum-geprägten Bestockungen zur Gruppe aller Nadelwälder, oder aber zusammen mit den Eichenwäldern zu einer Gruppe lichter Wälder. Die Reaktion der Arten in diesen unterschiedlichen Aggregationsbildungen und -ebenen spielen bei den durchgeführten statistischen Tests wiederum eine wichtige diagnostische Rolle. Wenn die Testwerte (IndVal bzw. χ^2 -Testwert) für die verschiedenen Aggregationsebenen in einer Reihung nach der Höhe der Testwerte gebracht werden, erlaubt dies einen Rückschluss darauf, welche Aggregationsebene dem „ökologischen Anspruchsprofil“ der Art am nächsten kommt.

Als **Leithabitate** werden die Habitattypen bezeichnet, die die „normale“ oder besonders typische Ausprägung der Habitatgruppe darstellen. Dies sind das Luzulo- (LF) und Asperulo-Fagetum (AF) des Buchenwaldes, das Fraxino-Aceretum (FA) des Schluchtwaldes, das Galio sylvatici-Carpinetum des Eichen-Hainbuchenwaldes (GC), der subalpine Hochlagen-Fichtenwald (HLF), der Flechten-Kiefernwald (CPI) und der Schwarzerlen-Bruchwald (CEA). Zu diesen Leithabitaten wurden die Tests- und Auswertungen auf Habitattyp-Basis durchgeführt. Bei den Au- und den Moorwäldern gibt es ein solches Leithabitat nicht, da sich die Typen unterhalb des „Daches“ der Habitatgruppe bereits standörtlich-vegetationskundlich zu stark unterscheiden, was beispielsweise ja auch dadurch zum Ausdruck kommt, dass bei beiden auch in der FFH-LRT-Systematik Subtypen vorgesehen sind (LfU & LWF 2010).

Alle Zusammenfassungen von Habitattypen oder Habitattypengruppen werden, um einen wertneutralen, nicht bereits zöologisch oder vegetationskundlich belegten Begriff verwenden zu müssen, als „**Konvolute**“ bezeichnet. Dieser Begriff bringt lediglich zum Ausdruck, dass zum Zwecke der Betrachtung oder Auswertung zwei (oder mehr) Elemente zusammengefasst werden. Um die sehr verschiedenen Möglichkeiten der Zusammenfassung einfacher visualisieren zu können, werden sie im Anfang der Ergebniskapitel für die einzelnen Habitatgruppen ergänzend zu tabellarischer Form auch in graphischer Form dargestellt. Diese Grafik dient ausschließlich der Visualisierung der Zusammensetzung der Konvolute. In Abbildung 2.2. ist als Beispiel das entsprechende Diagramm für die Schlucht- und Buchenwälder dargestellt. Diese sind wegen der insgesamt einfachen Verhältnisse in der Gruppenbildung beider Habitatgruppen in einer Grafik kombiniert.

Die Grundfarben entsprechen wiederum der bereits geschilderten farblichen Systematik. Grundeinheit der Grafik sind jeweils einzelne „Kacheln“ für die Habitattypen (HT). Die Konvolute umschließen jeweils - in unterschiedlichem Zuschnitt, je nach Kriterium - mehrere dieser Grundeinheiten. Beispielsweise setzen sich die „Schluchtwälder im engeren Sinne“ (SIES), in diesem Falle dem Tilio-Acerion (TA) mehr oder weniger auch vegetationskundlich auf Verbandsniveau direkt entsprechend, aus dem Fraxino-Aceretum (FA) und dem Aceri-Tilietum (AT) zusammen. Gemeinsam mit den weiteren Habitattypen des Adoxo-Aceretum (ADF) und des Querco-Tilietum (QT), deren Zugehörigkeit zu den Schluchtwäldern nicht ganz so eindeutig ist (vgl. Kap. 3.3.), bilden sie das Konvolut der „Schluchtwälder im weiteren Sinne“ (SIWS). Wiederum zusammen mit den Buchenwäldern (die sich auch entsprechend untergliedern) bilden die Schluchtwälder das Konvolut der „Schlucht- und Buchenwälder“ (S+B). Eine direkte vegetationskundliche Entsprechung gibt es hierfür nicht.

In einer weiteren Grafik im Ergebniskapitel sind in den jeweiligen Kacheln dieses Diagrammes einschließlich der Konvolute jeweils jene charakteristischen Arten eingetragen, die für diese Einheit ihren maximalen χ^2 -Testwert erzielen, sowie fett die Charakterarten.

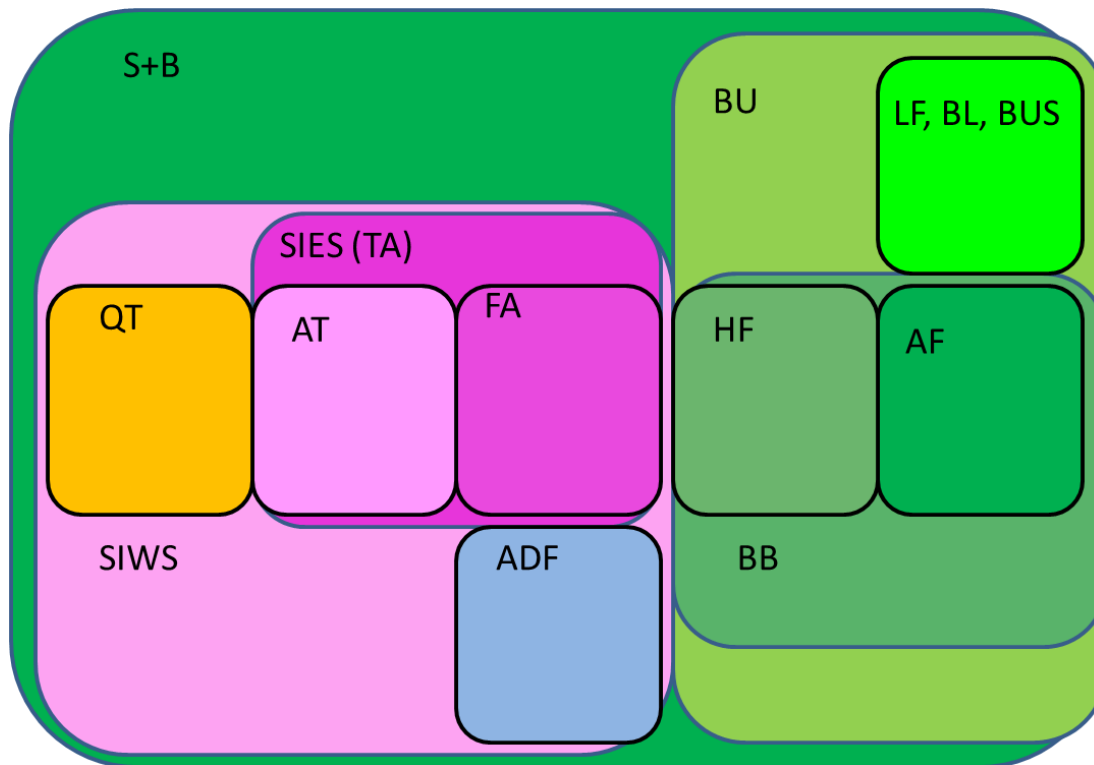


Abb. 2.2.: Grafik der gebildeten Konvolute, am Beispiel der Schlucht- und Buchenwälder

Die Entscheidung über die Zusammenfassung zweier Einheiten auf einer bestimmten Ebene umfasst nicht nur die Aggregation, die betrachtet wird, sondern gleichzeitig auch das Maß der Aggregationsstufen in den übrigen Gruppen, die ja ebenfalls gleichzeitig auch unterschiedlich (stark) zusammengefasst werden können. Beispielsweise können die Kiefernwälder zusammengefasst werden, und alle übrigen Wälder als „Nichtkiefernwälder“ zusammengefasst dem gegenübergestellt. Oder aber, die übrigen Wälder werden ebenfalls nach der dominierenden Baumart (also Eichenwälder, usw.) zu Habitattypengruppen derselben Ebene (HTB) zusammengefasst. Zumindest bei den Verfahren wie der ISA, bei der auch der Vergleich mit den übrigen Gruppen relevant ist, spielt auch dieser Aspekt der Gruppenbildung eine Rolle für die Ergebnisse. Obwohl es in der Regel sinnvoll ist, jeweils bei allen Habitaten ähnlich stark zu aggregieren, gibt es doch oft mehrere Möglichkeiten der Gruppenbildung pro Konvolut. So können beispielsweise nur die natürlichen, oder auch die halbnatürlichen Ausprägungen einbezogen werden, usw. Es liegt in der Natur der Sache, dass die Zahl der auswert- und darstellbaren Kombinationen jedoch begrenzt ist. Aus Gründen der reinen Leist- und Darstellbarkeit, aber auch wegen der technischen Beschränkung der ISA auf maximal 99 Einheiten, konnten nicht alle Aggregationsebenen und alle Außengruppen-Kombinationen durchgeführt werden. Die Zahl der Haupt-Aggregationsebenen auf Bestockungs- und Standorts-Ebene (HTB, HTS) wurde jeweils auf drei beschränkt. Zum Teil wurde auf diesen Ebenen geringfügig die Alternativvarianten variiert, was dann durch den Zusatz („X“) gekennzeichnet ist (vgl. Anlagen A.1.2. und A.1.3.). Welche Konvolute für eine Habitattypengruppe auf welcher Aggregationsebene relevant sind, wird am Anfang jedes Ergebniskapitels bei den Habitatgruppen kurz zusammengefasst, und kann im Übrigen in den Anlagen (A.1.1., A.1.2. und A.1.3.) nachvollzogen werden.

2.2.4. Habitatparameter

Für jede Probefläche wurde auf einem drei Seiten umfassenden Formblatt auf einfache Weise mit Feldmethoden ein Satz von Standorts-, Bestands- und Vegetationsdaten erhoben. Tabelle 2.4 gibt einen Überblick über die erhobenen Flächendaten und die Skalierung.

In der Regel konnten verschiedene wichtige standortkundliche Parameter der vorhandenen forstlichen Standortskarte, sowie auch weiteren verfügbaren Karten (GK25 usw.) entnommen werden, ggfs. ergänzt durch Bohrstockeinschläge. Die vielfach halbquantitative, „forstübliche“ Einschätzung der waldkundlichen Merkmale erscheint besonders auch deswegen vertretbar, da sie für alle eigenen Probeflächen durch denselben Bearbeiter oder in enger Abstimmung mit diesem erfolgte. Auch schwanken selbst die messbaren Größen und ökologischen Verhältnisse z.T. selbst am Aufnahmepunkt auch bei Auswahl möglichst homogener Probeflächen im Bereich weniger Meter, oder im Jahreslauf (Feuchtigkeit), was die Bedeutung sehr genauer Messungen relativiert. Aufwändigere Messverfahren hätten die mögliche Zahl bearbeitbarer Probeflächen stark reduziert.

Vegetationserhebungen auf den Probeflächen erfolgten lediglich in dem Umfang (ergänzend zu vorhandenen, veröffentlichten oder unveröffentlichten Kartierungen z.B. aus der NWR-Forschung oder den entsprechenden Dokumentationen der Schutzgebieten, wie Pflege- und Entwicklungsplänen, usw.), wie es notwendig war, um die Probefläche einer Vegetations-(Sub)assoziation zuzuordnen, und sie ökologisch zu charakterisieren. Nur für bestimmte Pflanzenarten oder -gattungen (z.B. den Deckungsgrad von Torfmoosen) waren die aufgenommenen Pflanzen Gegenstand von unmittelbar darauf fußenden Auswertungen.

Tab.2. 4: Verschlüsselung der erhobenen Merkmale der Probeflächen (AA FFH: Arbeitsanweisung für die FFH-Managementplanung; SK = Verschlüsselung der forstlichen Standortserkundung in Bayern)

Merkmalsname	Definition, Einheiten, Skalierung, Aufnahmeverfahren
Höhenlage	in m NN über Meereshöhe
Höhenstufe (Untergrenze in Nord- und Ostbayern/Südbayern)	ab NN m: planar (0/0); collin (150/150); submontan (250/250); montan (500/700); hochmontan (800/1200); tiefsubalpin (1450/1450); hochsubalpin (n.a./1650)
Hangneigung (%)	in %; mit Hangneigungsmesser oder bei geringer Neigung auch geschätzt
Exposition	angegeben, soweit >3-5% Steigung
Bodenart	7-stufige Skala mit zunehmender Feinheit des Substrates (entspricht weitgehend SK bis auf Schichtböden); ermittelt mittels Fingerprobe; 0=Geröll/Blöcke/Fels, 1=Sand/Kies (ohne Lehm), 2=Lehm, 3=Feinlehm, 4=Tonlehm, 5=Ton, 6=Torf
Bindigkeit	0=nicht oder wenig bindig (Bodenart=0, 1, 2, 6); 1=deutlich bindig (3-5)
Grabbarkeit	1=Bodenart 0, 1 oder 6; 0=Bodenart 2-5
Basengehalt	10-stufige Skala von 0 bis 9, gutachtlich aus dem Wert für Kalk, dem geologischen Substrat und dem Zeigerverhalten der Bodenvegetation hergeleitet (0=keine Basenzeiger in der Bodenveg.; 1=Mineralbodenwasserzeiger vorhanden (Moor); 2=sporadische Basenzeiger, geringer Deckungsgrad; 3=Basenzeiger dtl. präsent; 5=Basenzeiger artenreich und mit höheren Deckungsgraden präsent; 7=(Stark)basenzeiger vorhanden; 9=Starkbasenzeiger dominieren, ausschließlich basiphile Arten)
Kalk	In dreistufiger Skalierung, ermittelt mit 10%iger Salzsäure (nach Stärke des Brausens); (0=braust nicht; 1=braust im Unterboden, 2=braust im Oberboden, 3=braust stark im Oberboden)
Feuchtigkeit	6-stufige Skala in Anlehnung an die Standortserkundung und die Vorgaben für die Moorkartierung (AA FFH): 0=sehr trocken (nicht vergeben), 1=mäßig trocken, 2=mäßig frisch; 3=frisch, 4=(sehr) feucht bis nass, wechselfeucht, 5=nass bis sehr nass; 6=extrem nass (im Moor: so nass, dass der Fallenbecher nur in Bulten oder unter Zuhilfenahme von Zelt Nägeln gesetzt werden kann; im Moor ferner auch Quetschprobe des Torfes (vgl. AA FFH))
Auflageform	6-stufige Skala anhand der Mächtigkeit der organischen Auflage; 0=Mull (oder keine Auflage), 1=moderartiger Mull, 2=Moder, 3=rohhumusartiger Moder; 4=Rohhumus, 5=Torf)
Moormächtigkeit	In cm (3 m=maximale Messtiefe); gemessen mit Moorsonde (Lawinsonde)
Blockigkeit oder Blocküberlagerung (bzw. Grobskelettanteil im Oberboden)	6-stufige Skala: 0=keine, 1=schwach (bis 25% Blocküberlagerung), 2=mittel (bis 50%), 3=stark (bis 80%), 4=extrem (>80%), 5=100% (Blockhalde); okulare Schätzung des Flächenanteils im 15 m-Radius um den Mittelpunkt der Fallenreihe
Totholz	6-stufige Skala (unter Verwendung der Totholz-Definition und Maße der AA FFH, d.h. ohne Totholz <1,30 m Länge (gilt auch für Stocktotholz, soweit nicht anders angegeben), ohne Schwachtotholz <21 cm am starken Ende, und ohne ganz frisches Totholz); 0=kein Totholz über Derbholzstärke vorhanden, auch kein Stocktotholz; 1=sehr gering (<1 fm/ha; auch kein Stocktotholz); 2=gering (< 3fm/ha, nur schwaches Totholz); 3=mittel (<10 fm/ha), 4=hoch (10-20 fm/ha), 5=sehr hoch (> 20 fm/ha, starkes Totholz vorhanden), 6=extrem hoch (>50 fm/ha, und reichlich liegendes, starkes Totholz vorhanden); die Werte wurden qualifiziert geschätzt, in Grenzfällen erfolgten Probemessungen
Nutzungsintensität	Grobe dreistufige Einteilung nach dem Status und Zustand der Fläche (0=keine Nutzung; d.h. altes NWR (oder vergleichbare Fläche, wie LB, NP oder NSG, die seit mindestens 50 Jahren nicht mehr genutzt wird); 1=extensive forstliche Nutzung (incl. NWR, das vor weniger als 50 Jahren ausgewiesen und vorher normal forstlich genutzt wurde), 2=normaler Wirtschaftswald
Beschirmung	in %, bezogen auf die Beschirmung der Gehölzschichten; geschätzt (max. 100%, entspricht einem geschlossenen Buchen-Hallenbestand)
Größe Waldgebiet	Größe des Waldobjektes (bzw. Moores oder Moorwaldes) einschließlich anmooriger Standorte; als maximaler Wert wurde 200 ha angegeben, d.h. größere Werte nicht weiter ermittelt, da als nicht relevant eingestuft; ermittelt aus forstlichen Karten bzw. Übersichtskarten bzw. ggfs. aus der TK 25 und Luftbild
Größe spezifisches Habitat	Laubwald bzw. im Bergmischwald: Laubmischwald mit mind. 50% Lbh.) bzw. Moor- (ohne Anmoor)fläche; Tanne und Eibe wurden wie Laubhölzer behandelt; Ermittlung wie vor.
Habitattradition/Hochwaldtradition	Binäre Information; 1=ja; Information im Zweifelsfall aus Revierbuchaufzeichnungen oder alten Karten
Deckungsgrad (DG) Nadelbäume	in % Beschirmung von Nadelhölzern (ohne Tanne und Eibe)
DG Spirke (ohne Latsche)	in % (nur in Mooren)
DG Moosbeere	in % (nur in Mooren)
DG Rauschbeere	in % (nur in Mooren)
DG Torfmoose (=DG TM)	in % (nur in Mooren)

Als Klima-Kennwerte wurden die mittels GIS aus hochauflösenden Klimakarten für den Zeitraum 1971-2000 (Hera 2012, Zimmermann et al. 2007) abgegriffene Jahres-Durchschnitts-Temperatur (TDr) und Jahresdurchschnitts-Niederschlag (Nd) verwendet.

2.2.5. Schlüsselparameter

Waldgesellschaften unterscheiden sich durch Standortfaktoren und ihre sich daraus ableitende potenziell natürliche Bestockung. Wie dargestellt sind alle anderen natürlichen Waldgesellschaften außer den Buchenwäldern abhängig von dem Vorhandensein mindestens eines prägenden Standortfaktors, der so „extrem“ ist, dass das Vorkommen oder doch die Dominanz der Buche ausgeschlossen ist.

Diese **habitatprägenden Eigenschaften** (Tabelle 2.5.) können u.a. dem „Ellenberg-Diagramm“ und anderen Werken der Waldvegetationskunde (Walentowski et al. 2004, Fischer 1995, Sautter 2003, Härdtle et al. 2004) entnommen werden. Riecken & Blab (1989) führen sie unter der Bezeichnung „TQ“ („Typische Qualitäten, Strukturen und Habitaten“) auf. Diese Merkmale definieren die Habitatgruppen standortkundlich und bestimmen letztlich, ob es sich bei ihnen um „Sonderstandorte“ handelt, auf der Waldgesellschaften des standörtlichen Mittelbereiches (Buchenwälder) nicht wachsen können.

Diese für die Unterteilung der Habitattypen verantwortlichen Faktoren sollten sich auch in der Bodenfauna und speziell den Laufkäfern widerspiegeln und dafür verantwortlich sein, dass sich die Bodenfauna der Habitatgruppen unterscheidet. Als Wirkpfad können diese Faktoren direkt, oder indirekt über die Art der Bestockung und des Vegetationsaufwuchses wirksam werden. Die entsprechenden Tests wurden dabei Hypothesen-basiert auf jene Werte formuliert, die a priori gemäß Literatur je nach Wert und Skalierung als kennzeichnende oder als Mindestwerte für die Habitattypengruppe anzusehen sind, wie beispielsweise eine „bessere“ und damit Mindest-Basenausstattung in Schluchtwäldern, oder eine maximale Jahresdurchschnittstemperatur bzw. Höhenstufe in subalpinen-Fichtenwäldern.

Tab. 2.5.: Bestimmende Standortfaktoren (Schlüsselfaktoren) der Habitattypen

Habitattyp	Feuchtigkeit	Boden	Sonstiges
Buchenwald	normal, nicht zu nass oder stark wechselfeucht oder regelmäßig überschwemmt; Trockenheit in Mitteleuropa oftmals kaum limitierend	Lehm und lehmige Sande usw.; kein reiner Lockersand oder reines Blockmaterial	Standorte des Mittelbereiches, vom Flachland bis ca. 1400 m überall dominierend, sofern nicht durch einen Faktor ausgeschlossen; meist gehemmte Streuzersetzung
Schluchtwald	gute (frische) Wasserversorgung, keine Überschuss	Nährstoffreichtum	hohe Luftfeuchte; Schlucht- oder „Kellerklima“; hohe Totholz mengen; bewegtes Substrat; Habitattradition; sehr gute Streuzersetzung
Eichen-Hainbuchenwald	wechsell trocken	tonig	licht; Habitattradition
Flechten-Kiefernwald	trocken	sandig mit gering mächtiger Moder- und Streuauflage	Lockersubstrat (Dünensand); Habitattradition, z.T. Auftreten von Reliktarten möglich
Hochlagen-Fichtenwald	ausreichend feucht, z.T. nass	blockig oder tönig; Rohhumus mit sauren Bedingungen	Hochlage/Kühle, starke Auflage
Auwald	nass, zeitweise nass (bis trocken)	Röhboden (Schluff, Sand, Kies, Lehm), junge Bodenbildungen	Überflutungen; Habitattradition wegen guter Wiederbesiedelbarkeit (Flugfähigkeit; auch: Genist!) nachrangig
Bruchwald	nass	Niedermoortorf	zeitweise Überstauung (Winter); gehemmte Zersetzung organischer Substanz; Habitattradition
Moor(wald)	sehr nass	HM(UM)-Torf, sauer, nährstoffarm	kalt; gehemmte Zersetzung organischer Substanz; Habitattradition, z.T. Auftreten von Reliktarten möglich

Da es nicht darum geht zu ermitteln, welche Faktoren für die Lebensräume prägend sind, sondern welche es sind, die die Arten an die Lebensräume binden, ist es zulässig, die Faktoren, und ihre Ausprägungen a priori festzulegen (Tabelle 2.6). Zum Teil wurden aus den Daten der einzelnen Art ergänzend auch weitere, speziellere Hypothesen formuliert und dann getestet, was dann zusätzlich angegeben ist.

Tab. 2.6.: Charakteristische Werte bzw. Wertbereiche der Schlüsselfaktoren der Habitattypen

Habitattyp	Feuchtigkeit	Auflageform	Bodenart	Trophie	Klimafaktoren	Sonstiges
Buchenwald	2-3 bzw. <4	0-3	2-3	-	keine (NN<1200)	TH>2
Schluchtwald	3	0-2	2	>2	mittlere Höhenlagen/ T-Bereiche (NN=300-900)	Blockigkeit>1; TH>2
Eichen-Hainbuchenwald	4	-	bindig (4, 5), ggfs.3-5	-	tieferer Lagen (NN<800)	-
Hochlagen-Fichtenwald	(>3)	4-5 (3-5)	0 oder 6	<2	höhere Lagen (NN>1200)	Blockigkeit>1, >2
Flechten-Kiefernwald	0-1 (0-2)	<2	1	<2	tiefe Lagen (NN<600)	
Auwald	>3, 4, 5	-	(min.)	-	-	(Überflutungen; Rohboden)
Bruchwald	>3, 4, 5	-	6 (org.)	-	-	(Überstau)
Moor(wald)	>3, 4, 5	5	6 (org.)	<1, <2	Kälte (<5°)	DG TM>10, >30; Moormächtigkeit >0,3, >3

Für den Unterschied zwischen Wald und dem jeweiligen Offenland-Pendant-Habitat ist das Merkmal „Schirm“ das Schlüsselmerkmal. Dieses wird jeweils auch getestet, und zwar auf einen (ggfs. „habitattypischen“, d.h. lichten oder schattigen) Beschirmungswert.

2.2.6. Untersuchungsflächen

Referenzflächen

Wenn es darum geht, die charakteristischen Arten und die Gemeinschaften der natürlichen Lebensräume zu identifizieren, sollte sich die Auswahl der Untersuchungsflächen an den naturnächsten Ausprägungen orientieren (Angelstam et al. 2004). Es gibt in Mitteleuropa allgemein, wie auch speziell in Bayern, jedoch keine Referenzflächen im Sinne von Urwäldern oder großflächigen, unberührten Wald- und Moorlandschaften mehr, anhand derer die ursprüngliche, vollständig intakte Fauna der Habitattypen erforscht und beschrieben werden könnte.

Zwar können aus alten Faunenwerken (z.B. Kress 1856, Kittel 1874) Angaben über das Vorkommen oder auch die Häufigkeit mancher Arten im 18. und 19. Jahrhundert gewonnen werden. Gerade für jene Arten, die heute sehr selten geworden und vielerorts auch ausgestorben sind, können diese Angaben sehr interessante Zusatzinformationen liefern. Diese Literaturangaben sind aber insgesamt überwiegend faunistischer Natur, und nur in den selteneren Fällen werden auch die Lebensräume benannt oder gar genauer beschrieben. Historische Daten im Sinne einer echten Zeitreihe liegen nicht in einer Form vor, die eine systematische Zuordnung von Arten zu den typisierten Lebensräumen ermöglichen würde. Selbst eine so traditionsreiche faunistische Disziplin wie die Carabidologie reicht also nicht bis in Zeiten zurück, in denen die Standorte, Lebensräume und -komplexe und auch die Wälder noch (weitgehend) ursprünglich waren.

Die nächstgelegenen Wälder, die als echte **Urwälder** bezeichnet werden, liegen im Karpatenraum. Dort sind die klimatischen Verhältnisse jedoch anders als in Mitteleuropa ausgeprägt, mit erkennbaren Auswirkungen auf die Einnischung der gemeinsamen Arten

beider Regionen. Ferner sind auch die Faunen anders zusammengesetzt (Fehlen verschiedener Arten, die in dem anderen Gebiet vorkommen, und vice versa), so dass viertens auch von anderen Konkurrenzverhältnissen auszugehen ist. Wälder der Karpaten scheiden daher als direkte Vergleichsflächen aus. Einige Urwaldreste gibt es in den österreichischen Ostalpen (z.B. Schimitschek 1954, Waitzbauer et al. 2003) und dem tschechischen Teil des Böhmerwaldes (Kubany/Boubin, Bohac & Matejcek 2004, Bohac 2007, Skoupy 2004) und können als Vergleichsgrundlage in der Diskussion dienen.

Für die Herleitung charakteristischer Laufkäferarten der Habitattypen als Referenzflächen gibt es also weder aus historischen Untersuchungen noch aus rezenten Referenzgebieten unmittelbar verwendbare Daten, oder könnten gewonnen werden. Das Projekt muss sich daher für die Gewinnung von Vergleichsdaten auf Flächen in Bayern beschränken, die in einem „möglichst optimalen“ Zustand der Naturnähe befinden. Die naturnächsten Flächen, die untersucht werden können, liegen oftmals in Naturwaldreservaten (Albrecht 1990, Ammer 2001) oder vergleichbaren Flächen in Naturschutzgebieten, Kernflächen von Biosphärenreservaten und Nationalparks, oder FFH-Gebieten.

Eigene Probeflächen (Datensatz I)

Probeflächen wurden in fast ganz Bayern angelegt (Abb. 2.3., „Datensatz I“).

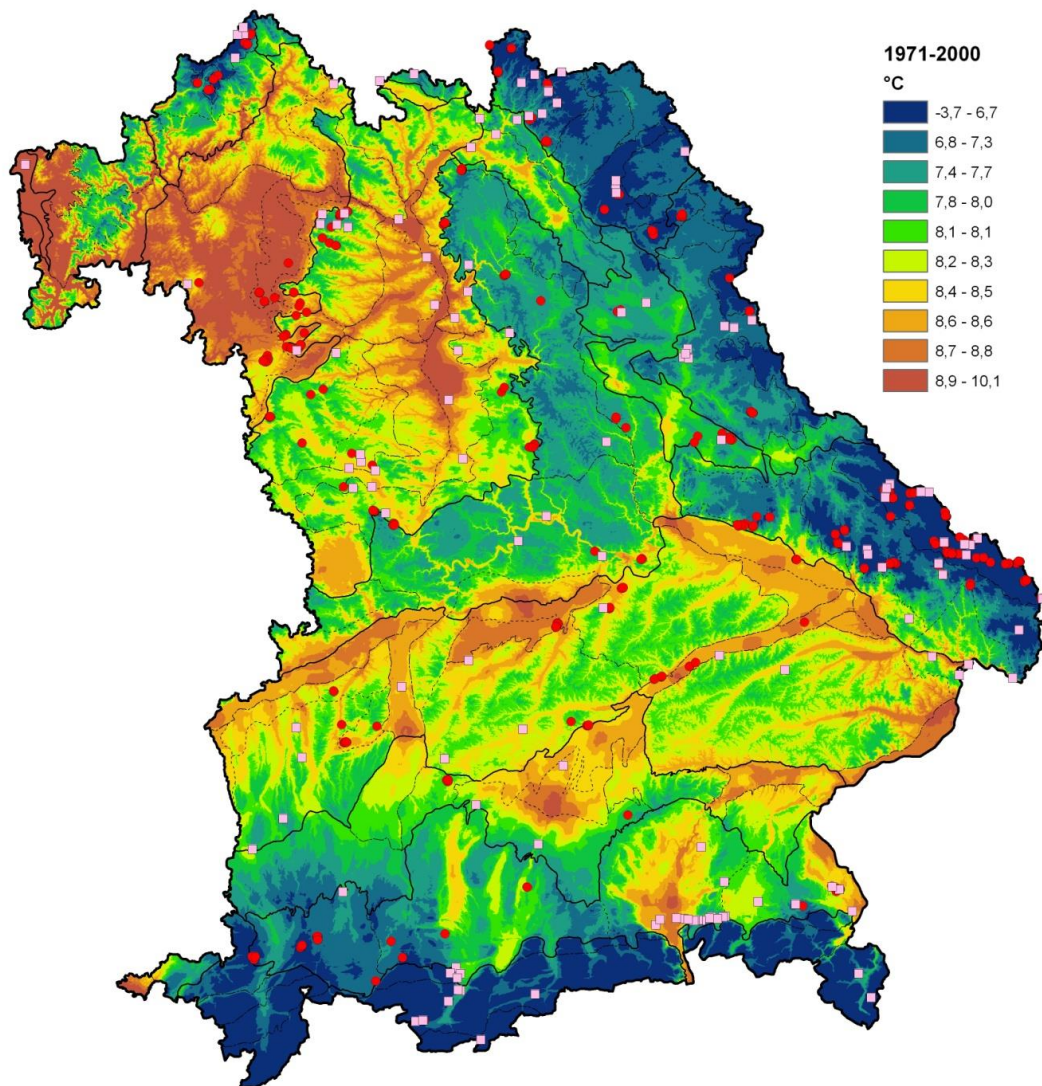


Abb. 2.3.: Klimakarte Bayerns mit allen Untersuchungsgebieten (rot Datensatz I: eigene Erhebungen, rosa Datensatz II, Fremddaten mit reduzierten Begleitdaten); jeder Punkt repräsentiert zwischen 1 und z.T. über 10 Probestellen

Die Anlage erfolgte schon aufgrund der überwiegend selbst geleisteten Erhebungs- und Bestimmungsarbeiten nicht systematisch, sondern sukzessive. Viele der Erhebungen erfolgten im Rahmen der Naturwaldforschung, also den Erhebungen in Bayerischen Naturwaldreservaten, über das Projekt „D03“ der LWF. Es wurden große Anstrengungen unternommen, alle relevanten Wald- und Forsttypen so weit wie im Rahmen einer solchen Arbeit möglich abzudecken.

Die Probeflächen liegen insgesamt gut verteilt in allen Landesteilen. Manche Wuchsgebiete sind stärker (z.B. der Bayerische Wald), andere schwächer oder in Einzelfällen auch fast gar nicht (Spessart-Odenwald) repräsentiert. Alle Waldgesellschaften und jede der Habitattypengruppen sind vertreten, einschließlich Aufnahmen aus jenen Teilen Bayerns, wo sie besonders typisch ausgeprägt sind. Alle arealgeographisch unterschiedlichen Teilräume Bayerns (s.u.) sind repräsentiert.

Weitere Erhebungen neben der Naturwaldforschung wurden im Rahmen verschiedener Projekte (z.B. „Eichenwald-Projekt“ (V56, vgl. Müller-Kroehling 2007) realisiert. Vor allem, aber nicht nur die Erhebungen in Mooren erfolgten im Kontext der FFH-Richtlinie, und hier v.a. im Rahmen der Untersuchungen der prioritären Art Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*) (vgl. Müller-Kroehling 2000b, Müller-Kroehling 2006b). Einige Untersuchungen wurden auch im Kontext der Fragestellung „charakteristischer Arten“ der FFH-Lebensraumtypen im Rahmen der FFH-Managementplanerstellung realisiert, auch im Kontext der drei bayerischen „Großschutzgebiete“ des Biosphärenreservates Rhön und der Nationalparke Bayerischer Wald und Berchtesgaden. Auch fast alle bayerischen Waldklimastationen wurden untersucht. Dass der über ausgedehnte, naturnahe, von Buche und anthropogen geförderter Traubeneiche dominierter Laubwälder verfügende Spessart nur sehr schwach vertreten ist, ist bedauerlich, aber angesichts der geringen Alleinstellungsmerkmale in Bezug auf die hier betrachteten Waldgesellschaften (vgl. Zerbe 1999) dennoch hinnehmbar.

Die Probeflächen-Daten (Laufkäfer, Kopfdaten) liegen digital vor, eine Dokumentation aller Probeflächen ferner auch in schriftlicher Form (Aufnahmeformblätter). Alle Flächen wurden auch fotografisch dokumentiert, zunächst auf Dias, später digital.

Untersuchungsflächen anderer Autoren (Datensatz II)

Es gibt aus vielen Teilen Bayerns Laufkäfer-Erfassungen im Rahmen unterschiedlicher Erhebungen, z.B. Pflege- und Entwicklungsplänen und Schutzwürdigkeitsgutachten, oder aus Umweltverträglichkeitsstudien für Verkehrswege und ähnliche Infrastrukturprojekte, sowie aus ökologischen Untersuchungen im Rahmen von Forschungsvorhaben. Es war von Anfang an das Ziel, auch diese verstreut vorhandenen Daten für die eigenen Auswertungen aufzubereiten und ganz gezielt in Bezug auf die hier bearbeitete Fragestellung einer systematischen, wissenschaftlichen Auswertung zugänglich zu machen. Einer Verwendung dieser Daten mit „robusten“ Ansätzen und in transformierter Form steht nicht entgegen, dass sie oftmals mit (wenn auch oft nur geringfügig) anderen Erhebungsmethoden (andere Fallentypen, andere Fangflüssigkeiten, andere Standzeiten und Leerungsturnusse usw.) erhoben wurden.

Als „**Methodenkorridor**“ wird hier die zulässige Methodik bezeichnet, die zwar von der eigenen Barberfallen-Methodik in Details abweichen darf, aber gewissen Mindestanforderungen erfüllen muss, oder aber auch die eigene Methodik übersteigen darf (was die Zahl der Fallen und die Standzeit der Fallen angeht).

Die an Fremddaten gestellten **Anforderungen** sind dabei:

- Mindestmethodik („Methodenkorridor“: mind. Mai, Juni, September, mind. 3 Fallen pro Probefläche)
- Zuordnung zu einem Habitattyp uneingeschränkt möglich; Probefläche nicht auf Grenzlinie zwischen Lebensräumen, nicht über mehrere Lebensräume sich erstreckend
- ausreichende Informationen über den ökologischen Zustand der Fläche
- plausible und verlässliche Bestimmung der Arten bzw. Überprüfung durch einen ausgewiesenen Experten der Artengruppen
- insbesondere kleine Arten (2 mm bis 6 mm) in zu erwartenden Umfang vorhanden (sonst Vermutung, dass bei der Fallenaufstellung ein „Rand“ belassen wurde und kleine Arten unterrepräsentiert sind)

Williams & Bolger (2010) untersuchten den Effekt verschiedener Fallengrößen auf die erfassten Arten und fanden diesen vernachlässigbar. Nach Heydemann (1956) ist v.a. der Umfang der Falle entscheidend für die relative Fangmenge einer Art. Als Minimalstandard kann eine Zahl von drei normal großen Fallen pro Probefläche als akzeptabel gelten (Kotze et al. 2011), zumal für die hier angestrebte Form der Auswertung.

Bei „Fremddaten“ waren Angaben zum Standort, zur Bestockung, zur Vegetation und zu möglichen Beeinträchtigungen, sowie zur verwendeten Methodik (Fallenzahl, Standzeit usw.) Voraussetzung, um sie hinsichtlich ihrer Verwertbarkeit prüfen zu können. Soweit diese Angaben nicht unmittelbar verfügbar waren, wurden sie vom Verfasser der meist als „Graue Literatur“ vorliegenden Daten erfragt.

Für die Inbezugsetzung zu vegetationskundlich typisierten Lebensräumen stellen jene Untersuchungsflächen ein Problem dar, die - oftmals sogar bewusst - in „**Ökotonen**“ (also Übergänge zwischen Lebensräumen, entlang der Übergangslinie) oder als „Transekt“, d.h. entlang eines ökologischen Gradienten angelegt wurden. Diese Probeflächen charakterisieren somit (in der Regel) keine abgrenzbare ökologische Einheit im Sinne eines Habitattyps, Lebensraumtyps oder einer Vegetationsgesellschaft und sind daher für die vorliegende Fragestellung nicht nutzbar, auch wenn selbstverständlich die Natur solche Übergänge in zahlreicher Form kennt, und solche Übergänge für manche Arten sogar besonders geeignete Lebensräume darstellen können (z.B. Telfer 2009). Diese Übergangsbereiche können theoretisch auch als eigener Lebensraum ausgeschieden werden, doch ist die Zahl der möglichen Kombinationen jeweils angrenzender Habitate beträchtlich, und hätte den Rahmen der Arbeit gesprengt.

In Laufkäfererhebungen sind sehr unterschiedliche **Fangflüssigkeiten** praxisüblich (Formol bzw. Formaldehyd, Essigsäure, Ethylenglykol, Natriumbenzoat, Salzwasser, Glycerin, „Renner-Lösung“, Pikrinsäure, Kupfersulfat, und weitere). Ein möglicher attrahierender oder repellierender, oder auch unterschiedlich gut fixierender Effekt unterschiedlicher Fangflüssigkeiten wird in der Literatur immer wieder diskutiert, wurde jedoch bisher immer nur für bestimmte, einzelne Arten nachgewiesen, und auch dort nur in bestimmten Konstellationen. Schürstedt & Gruttke (2000) und Allegro & Dulla (2008) haben die Wirkung gezielt eingesetzter Ködersubstanzen auf Waldlaufkäfer getestet. Beide Arbeiten kommen zu dem Ergebnis, dass selbst gezielt zur Attrahierung eingesetzte Substanzen keine biotop-unspezifischen Käfer anlocken. Insgesamt dürfte der Effekt zu vernachlässigen sein, wenn es nicht um die Ermittlung von Abundanz und deren Vergleich zwischen den Arten (sogenannte Dominanzen) geht. Auf das Kapitel zur Bodenfallenmethodik (2.1.2.) wird in diesem Zusammenhang verwiesen. Die verwendete Fangflüssigkeit war in keinem Fall ein Ausschlussgrund für die Verwendung von Daten.

Alle Probeflächen wurden zusammenfassend einer **Qualitäts- und Plausibilitätsprüfung** anhand der beschriebenen Methodik und verwendeten Bestimmungsliteratur (sowie auch der angegebenen Überprüfungswege für schwierige Arten), sowie auch anhand der Arten- und Individuenzahl unterzogen. Etwaige Fehlbestimmungen, wie sie in Zulassungsarbeiten und auch Gutachten regelmäßig auftreten können, wurde durch die Verwendung nur entsprechend hoch qualitativer Datensätze erfahrener Bearbeiter weitgehend ausgeschlossen.

Die Auswertungen zu Treue und Stetigkeit basieren auf den Datensätzen I und II zusammen.

Die Daten wurden logarithmisch transformiert (s.u.), um den Effekt unterschiedlicher Methodik und unterschiedlicher Erhebungsjahre auszugleichen. Die Auswertemethoden fußen überwiegend nicht auf Abundanzdaten. Zwischen Arten sind Abundanzen ohnehin nicht vergleichbar (Scheerpeltz 1968).

Die Einbeziehung an Fremddaten bewirkte eine starke Mehrung der Datenbasis und eine bessere, insgesamt gute räumliche Verteilung der Datensätze. Auch bestand nur auf diesem Wege die Möglichkeit, auch bestimmte Offenland-Lebensräume wie Niedermoore überhaupt einzubeziehen, die nicht Gegenstand eigener Erhebungen waren. Diese Vorteile rechtfertigen es, die genannten, möglichen Nachteile in Kauf zu nehmen.

2.3. Auswertungsmethodik

2.3.1. Datenbehandlung und verwendete Software

Es erfolgte eine logarithmische Transformierung der Daten mit dem dekadischen Logarithmus, um den möglichen Effekt unterschiedlicher Erhebungsjahre, Details der Erhebungsmethoden usw. zu reduzieren (s.o.) (vgl. Palmer 2005). Weitere Datenmanipulation, wie insbesondere das z.T. praktizierte Weglassen von Arten mit < 3 oder < 5 Individuen, erfolgte nicht (s.o.).

Es wurde das Programm **PC-ORD** in der Version 5.33 verwendet (McCune & Mefford 1999), für die χ^2 -Tests das Programm SAS in der Version 9.2.

Die **Signifikanzniveaus** sind wie folgt angegeben:

***	höchst signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 0,001$)
**	hoch signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 0,01$)
*	signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 0,05$)
Trend	(Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 0,10$)

2.3.2. Maße der Art-Beziehungen zum Lebensraum

Die Beziehung einer Art (sei es Tier- oder Pflanze) zu einem bestimmten typisierten Lebensraum kann sehr unterschiedlich sein, von indifferentem Verhalten, über eine Bevorzugung bis hin zu einer mehr oder weniger vollständigen Bindung, und umgekehrt in ähnlicher Weise auch für eine negative Beziehung, bis hin zur vollständigen Meidung bzw. dem Fehlen in diesem Lebensraum.

Es gibt zwei Haupt-Beziehungsmaße einer Art zu einem Lebensraum:

- die **Regelmäßigkeit**, mit der die Art in ihm auftritt, also die **Stetigkeit**
- wie stark die Art diesen Lebensraum gegenüber anderen Lebensräumen bevorzugt, d.h. die **Exklusivität**, mit dem sie in ihm auftritt, also die **Treue**

Stetigkeit und Treue sind die wesentlichen Merkmale für die Identifizierung charakteristischer Arten bzw. Charakterarten. Erst eine Kombination aus beiden ergibt je nach Definition Charakterarten oder charakteristische Arten. Beispielsweise verknüpft das häufig verwendete Verfahren der Indicator Species Analysis (ISA, Dufrêne & Legendre 1997) beide Maße durch Multiplikation (s.u.). Auf Methoden und Definitionen wird in Kapitel 4 ausführlich einzugehen sein.

Das einfachste Maß für die Regelmäßigkeit des Auftretens einer Art in einem Habitattyp ist die **Stetigkeit**, und wird durch die folgende Formel ausgedrückt:

Dabei seien P_1, \dots, P_n die Probeflächen, H_1, \dots, H_m die Habitattypen und

$$\delta_i = \begin{cases} 1, & \text{falls es in Probefläche } P_i \text{ einen Nachweis gab} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

sowie

$$\varepsilon_{ij} = \begin{cases} 1, & \text{falls Probefläche } P_i \text{ zu Habitattyp } H_j \text{ gehört} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

Stetigkeit einer Art in einem Habitattyp H_j : $S_j = \frac{\sum_{i=1}^n \delta_i \varepsilon_{ij}}{\sum_{i=1}^n \varepsilon_{ij}}$

Beispiel: Es wurden insgesamt 8 (intakte, s.o.) Probeflächen in Aufichtenwäldern untersucht. *Trechus alpicola* trat in allen 8 Probeflächen auf. Seine Stetigkeit in diesem Habitattyp beträgt 100%.

Für diese Fragestellung ist das **Auftreten** der Arten entscheidend, nicht aber ihre **Dominanz**. Die Dominanz der einzelnen Arten ist in viel stärkerem Maße von jährlichen Schwankungen abhängig als das Auftreten oder Fehlen von Arten, da es sich hier dabei um ein quantitatives im Gegensatz zu einem qualitativen Maß handelt.

Das einfachste Maß für die **Habitatspezifität** einer Art ist die Anzahl der Nachweise im Lebensraum in Relation zur Anzahl der Nachweise in allen untersuchten Lebensräumen, oder **Treue**. Sie ist das entscheidende Maß für die Definition von **Charakterarten** (Tischler 1975).

Sie wird hier nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Treue einer Art zu einem Habitattyp } H_j: T_j = \frac{\sum_{i=1}^n \delta_i \varepsilon_{ij}}{\sum_{i=1}^n \delta_i}$$

Beispiel: *Trechus alpicola* wurde insgesamt in 16 Probeflächen nachgewiesen. 8 dieser Nachweise (50%) liegen in Aufichtenwäldern. Seine Treue zu diesem Habitattyp beträgt 50%

Hierbei kann sowohl das Habitat (z.B. Spirken-Moorwald) zum Maß gemacht werden, was hier als **Habitattreue** bezeichnet werden soll, als auch die Habitatgruppe (z.B. Moorrwälder), entsprechend **Habitatgruppentreue** genannt, oder jedes andere Konvolut.

Um Unterschiede von Charakterarten und charakteristischen Arten in ihrer jeweiligen Definition berücksichtigen zu können (vgl. Kapitel 4), wird hier als „neutraler“ Sammelbegriff der Begriff „**indikatorisch bedeutsame Arten**“ verwendet.

Stetigkeit und Treue sind in den Ergebniskapiteln für die einzelnen Habitattypengruppen jeweils am Anfang aufgeführt.

2.3.3. Statistische Methoden

Als Methoden zur Identifizierung indikatorisch bedeutsamer Arten werden im Ergebnisteil für jede relevante Art ihre Werte für Stetigkeit und Treue zu den Konvoluten aufgeführt. Als Verfahren werden sodann vergleichend angewandt:

- „Indicator Species Analysis“ (ISA, Indikatorartenanalyse)
- Test mittels Chi²-Vierfeldertafel
- „Detrended Correspondence Analysis“ (DCA)

Arten, die durch eines der Verfahren der ISA oder der Chi²-Testserien (s.u.) einem bestimmten Habitattyp oder anderen Konvolut zugeordnet werden, werden für dieses als „**verfahrensselektierte Arten**“ bezeichnet. Dieser Begriff wird gewählt, um einen wertneutralen Begriff statt der bereits belegten und an anderer Stelle der Arbeit ja gerade zu prüfenden Begriffe der „Indikatorart“ (Begriff der ISA) bzw. zu diskutierenden Begriffe der „Charakterarten“ und „charakteristische Arten“ zu verwenden. Auch der Begriff „indikatorisch bedeutsame Art“ (s.o.) ist in diesem Kontext nicht geeignet, da auch diese Eigenschaft ja erst Gegenstand einer definitorischen Festlegung, Überprüfung und kritischen Betrachtung sein soll.

Die Methoden sollen hier kurz charakterisiert werden, v.a. in Bezug auf die Fragestellung der Arbeit.

Detrended Correspondence Analysis (DCA)

Ordinationsverfahren dienen der Anordnung von Probeflächen und Arten (Austin 1985). Die Ordination mittels multivariater Statistik kann mittlerweile als Standard-Werkzeug der Synökologie und besonders auch der Biozöologie bezeichnet werden, so dass für eine Darstellung der Grundlagen auf die entsprechenden Standard-Werke verwiesen werden kann (z.B. Palmer 2005). Fragen ihrer Anwendung und Interpretation werden in der Diskussion angesprochen.

Die Detrended Correspondence Analysis (**DCA**) ist eine nichtkanonische Ordination mit so genanntem „Detrending“, die dazu dient, Probeflächen und Arten im N-dimensionalen Raum in Bezug auf ihre Ähnlichkeiten und die erklärenden Faktoren (Vektoren) abzubilden. Die Abstände der Flächen zueinander in der DCA-Ergebnisgrafik (dem sogenannten DCA-Biplot) entsprechen der **Beta-Diversität** als Distanzmaß zwischen den Lebensräumen (Palmer 2005).

Die DCA ist ein auf „Reciprocal Averaging“ basierendem Verfahren und wird als besonders geeignet für viele Fragestellungen beschrieben (Austin 1985). Bei der DCA wird anders als bei der CA ein „Detrending“ durchgeführt, um den sogenannten „Hufeisen-Effekt“ zu vermeiden, eine Hufeisen-förmige Anordnung der Proben im Ordinationsbild (Austin 1985, Palmer 2005). Durch das Reskalieren („Rescaling“) der Achsen werden in der DCA gestauchte Bereiche entzerrt, was für die Interpretation der Achsen bedeutsam ist (Peet et al. 1988). Aufgrund ihrer speziellen Vorgehensweise und Eigenschaften ist die DCA ein sehr verbreitetes Ordinationsverfahren. Sowohl die Bereinigung des „Hufeisen-Effektes“ als auch das Reskalieren der Achsen als Besonderheiten der DCA wurden zwar z.T. in Frage gestellt (Wartenberg et al. 1987), sind aber gut begründet (Peet et al. 1988, Eilertsen et al. 1990, Jackson & Somers 1991) und bedingen überhaupt erst, dass die Achsen der DCA die Beta-Diversität bzw. Between-Habitat-Diversität abbilden (Eilertsen et al. 1990).

Goodall (1954) hat den fundamentalen Unterschied der Ordination gegenüber klassifizierenden Verfahren beschrieben. Ihm folgend sollte die Ordination am Anfang der Analyse stehen, bevor klassifizierende Verfahren zum Einsatz kommen, und jene nur dann, wenn die Ordination ergibt, dass nicht ein ökologisches Kontinuum besteht, sondern getrennte Räume. Entsprechend wird die Darstellung der DCA jeweils an den Anfang der Ergebnisse gestellt. Um durch die Darstellung der Ordinationsergebnisse aller relevanten Arten den Ergebnisteil nicht zu unübersichtlich zu machen, werden die Arten mit ähnlichen Ordinationsergebnissen jeweils zusammen gruppiert, und jeweils (mindestens) ein prägnantes Beispiel jeder Gruppe dargestellt. Die übrigen Ordinationsergebnisse finden sich in der Anlage 3.

Insgesamt sollte die Ordination v.a. als ein Verfahren der Abbildung von Ähnlichkeiten und Distanzen von Probeflächen und Arten und der Beziehung beider Matrices zueinander verstanden werden, bei dem die errechneten Achsen, wie auch die Korrelationen der Arten oder Probeflächen mit den Achsen, abstrakte Werte darstellen. Die Inbezugsetzung der einzelnen Art zu den Lebensräumen im ökologischen Raum erfolgt bei der Ordination auf dem Umweg über diese abstrakten Achsen. Auch die Beziehung der Arten zu diesen Achsen stellt ein abstraktes Maß dar und kann daher nur als ungefähre Zusammenhang der Achsen mit dem vermuteten, dahinter stehenden ökologischen Faktor bzw. Faktoren (z.B. Feuchtigkeit) approximiert werden. Die Interpretation von Ordinationen, wie auch der DCA, sollte v.a. „explorativer Natur“ sein (Austin 1985), worauf auch in der Diskussion näher eingegangen wird.

Bei den Ordinationen mit DCA wurden alle ökologischen Begleitdaten verwendet, d.h. die Merkmale wurden nicht auf (teilweise sicher vorhandene) Redundanzen oder Gleichläufigkeit getestet und diese eliminiert. Palmer (2005) sieht dies ausdrücklich als nicht erforderlich an und empfiehlt im Gegenteil sogar die Verwendung aller verfügbaren Merkmale.

Die Gradientenlänge (sofern >2 , besser >3) entscheidet darüber, ob die DCA ein angemessenes Verfahren ist (Jongman et al. 1995). Als Maß der Korrelation der DCA-Ergebnisse mit der Datenmatrix dient neben den (durch das Detrending veränderten) Eigenvalues auch der „Korrelationskoeffizient zwischen den Ordinationsdistanzen und den Distanzen des originalen, N-dimensionalen Raumes“ (McCune & Mefford 1999). Beide Werte werden angegeben.

Die zu fordernden Voraussetzungen an die Unabhängigkeit der Stichproben (Probeflächen) sind bei den verwendeten Daten auf der Basis von Probeflächen gegeben. Nicht-unabhängige Probeflächen (Einzelfallen), oder ausschließlich Probeflächen aus einzelnen wenigen Gebieten stellen Pseudoreplikationen (Hurlbert 1984) dar und sind keine zulässige Datengrundlage für Ordinationsverfahren oder ISA.

Für die Ordinations-Darstellungen wurde die Aggregationsebene HTB1 ausgewählt, die ungefähr den Assoziationen oder FFH-LRT entspricht (vgl. Tab. 2.7.) und daher für einen gängigen Habitatbezug besonders prägnant ist. Das Ordinationsbild der DCA wird jedoch ausschließlich aus der Artenzusammensetzung errechnet und ist daher für alle anderen Aggregationsebenen bis auf die Beschriftung der Punkte identisch.

Tab. 2.7.: Einheiten der Aggregationsstufe HTB1, verwendet für die DCA und ISA; aufgeführt ist die Variante (1X), vgl. Anlage A.1.2

HT nach Bestockung (HTB)	HTB1
Bodensaure Buchenwälder	1
Buchenwälder, Jungbestände und Schlagflächen	1
Basenreiche Buchenwälder	2
Bu-Fi und Fi-Bu statt Buche (im BMW: Fi erhöht)	3
Fi- o.ä.Schatt-Nadelforste (>70%; ohne Kie)	4
Nadelforst-Jungbestände und -Kahlschläge	4
Schluchtwälder i.e.S.	5
Schluchtwälder (nur) i.w.S. incl. Felsen bew.	6
Blockhalden (offen)	7
Hochlagenwald und Krummholz	8
Kahlflächen im Hochlagenwald (z.B. nach Borkenkäfer)	9
Höhlen, Felsen offen	10
Weichholzauwälder (Salicion)	11
Bauchauwälder (Alnion), Sumpfwald und Quellbereiche	12
Offene Standorte der Wildflussaue	13
Sonstige Strukturen in Feuchtwäldern	14
Bastardaue (Aue verändert)	14
Bruchwälder	15
Bruchwälder (hydrologisch) verändert	15
Offene Niedermoore, (weitgehend) intakt	16
Offene Niedermoore, verändert	16
Nadelforst auf Feuchtstandort (nicht Torf)	17
Moorwälder (pflanzensoziologisch intakt)	18
Moorwälder, Pionier- und Sekundärtypen	19
Nadelforste auf Torf	20
Hochmoore offen, intakt (weitgehend)	21
Hochmoore offen, verändert (ohne Moor-Heiden)	22
Hochmoor-Heiden	22
Eichenwälder Carpinion (halb)natürlich	23
Eiche (heimisch) statt Buche	24
Trockenwälder (Laub)	25
Kiefernwälder (halb)natürlich (ohne Moorwälder)	26
Kiefernforste	27
Offene (nichtbewaldete) Sandhabitats	28
Brandflächen (Wald-, Heide- und Moorbrände)	29
Exotendominierte Wälder Nadel	30

Bei der Farbwahl wurden Grüntöne für Buchen-, Pinktöne für Schlucht-, Gelbtöne- für Eichen-, Orangetöne für Sand-Kiefern und Olivtöne für Fichtenwälder gewählt, für die feuchten Waldtypen Blautöne für Auwälder, Lila für Bruchwälder und Brauntöne für Moorwälder und Hochmoore. In der Ordination sind intakte Laubwälder mit einem vollen Kreis, intakte Nadelwälder mit einem aufrecht stehenden Dreieck und stärker veränderte Standorte mit einem auf dem Kopf stehenden Dreieck oder einer hohlen Form dargestellt (vgl. Abb. 2.4.).

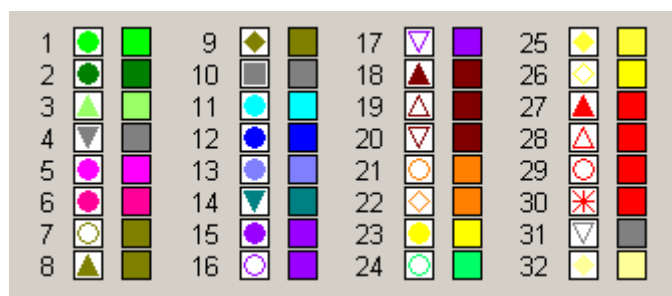


Abb. 2.4.: Legende der DCA für die Aggregationsstufe HTB1

Die Ordination erlaubt auch eine Darstellung der „**Biplots**“ für einzelne Arten. Auch auf diese Darstellungsform wird zurückgegriffen, und sie v.a. als Veranschaulichung des Bezugs der Art zur Datenmatrix im DCA-Ordinationsraum verstanden.

Abbildung 2.5. zeigt das Beispiel des DCA-Biplots für *Abax parallelepipedus* als sehr weit verbreiteter Waldart und Art mit bei weitem höchster Gesamtabundanz und zweitgrößter Stetigkeit im gesamten Datensatz.

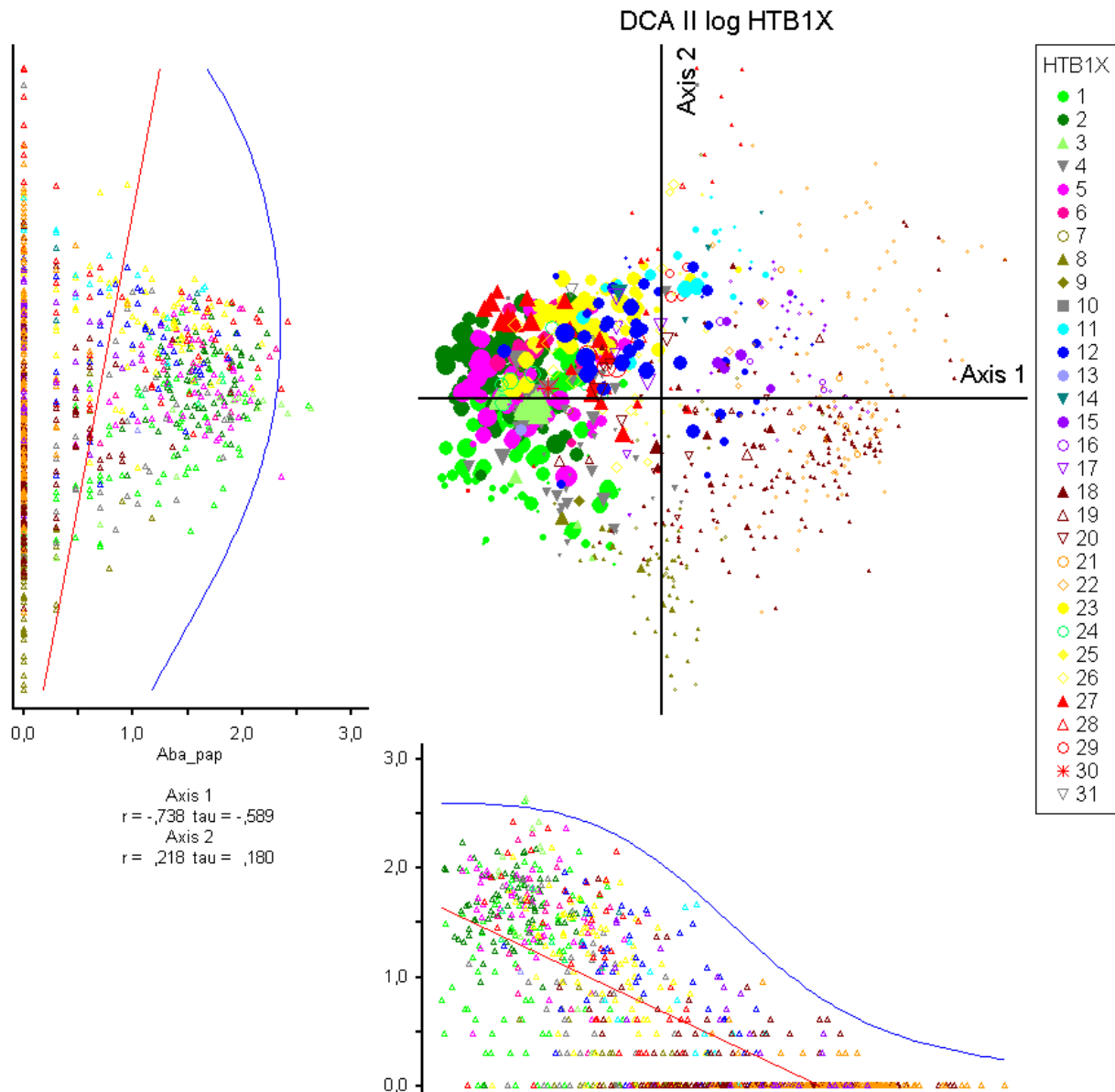


Abb. 2.5.: DCA für *Abax parallelepipedus*

Es wird deutlich, dass die Art einen Schwerpunkt auf der linken Seite des Ordinations-Achsenkreuzes hat, was weitgehend den Habitattypen entspricht, die den „Landwäldern“ zuzuordnen sind. Die Vorkommen sind dabei besonders im linken oberen Quadranten besonders umfangreich, der die basenreichen Buchen- (dunkelgrün) und Schluchtwälder (pink), Eichen-Hainbuchenwälder (gelb) und teilweise Bachauwälder (dunkelblau), aber auch Kiefernforste (rote Dreiecke) beinhaltet. Im unteren linken Quadranten hat die Art ähnlich starke Vorkommen in den bodensauren Buchenwäldern (hellgrün), tritt aber in den subalpinen Fichtenwäldern (olive Dreiecke) fast so stark zurück wie in den Bruchwäldern (lila) und Weichholzauwäldern (hellblau) im rechten oberen Quadranten oder den Mooren und Moorwäldern (braun) im rechten unteren.

Die Kurvenverläufe zeigen entlang der 1. Achse einen steilen Abfall im rechten Kurvenverlauf, was überwiegend einer Meidung nasser Wälder entspricht. Der Kurvenverlauf in Bezug auf die zweite Achse lässt sich über eine Meidung hoch gelegener Habitats erklären.

Das Ordinationsbild zeigt also eine wenig spezialisierte Art, die weder nasse (und sehr nährstoffarme) Wälder besiedelt, noch regelmäßig überflutete, aber in den Bachauen durchaus vorkommen kann. Subalpine Lagen werden von der Art ebenfalls weitgehend gemieden. Nadelforste gehören zu den von der Art mit genutzten Lebensräumen.

Es erfolgte ein „Downweighting of rare species“ in der DCA. Eine „Outlier Analyse“ durch PC-ORD mit anschließender Reduktion der „Außenlieger“ wurde nicht angewandt. Die vergleichsweise durchgeführte DCA ohne „Downweighting“ liefert in der Anordnung der Lebensräume zueinander sehr ähnliche Resultate.

Indicator Species Analysis (ISA)

Die Indikatorarten-Analyse (Indicator species analysis, ISA, Dufrêne & Legendre 1997) ist gleichfalls ein sehr verbreitetes Verfahren. Es basiert auf der Kombination von Treue- und Stetigkeits-Werten durch Multiplikation. Sie kann dazu verwendet werden, um aus einem Pool von Arten und Flächen als solche bezeichnete „Indikatorarten“ für bestimmte Einheiten zu ermitteln (Dufrêne & Legendre 1997, McCune & Mefford 1999). Die mutmaßliche Bindung an die durch das Verfahren errechnete Einheit (bzw. das Konvolut) wird mittels Monte-Carlo-Permutationstests auf statistische Signifikanz überprüft.

Die ISA sollte in einem schrittweisen Vorgehen angewandt werden (Dufrêne & Legendre 1997, Mossakowski & Dormann 2011). Dufrêne & Legendre (1997) sehen den Optimalpunkt für einen Datensatz dort erreicht, wo die Summe der Indikatorwerte (IndVal, IV) über alle Arten am höchsten ist. Dufrêne & Legendre (1997) legten nach eigenen Worten „willkürlich“ eine Schwelle von 25% fest, was 50% Stetigkeit und 50% Treue entsprechen, oder dann gegeben sei, wenn einer der Werte 100% erreiche. Sie legten 55% als Wert für „symmetrische Indikatoren“ fest, d.h. solche, die in alle „Richtungen“ („symmetrisch“) die ihnen zugesprochen Indikatoreigenschaft haben.

Das Verfahren ist extrem vielseitig einsetzbar und wird entsprechend umfangreich in der Praxis eingesetzt. Jeder Vergleich von zwei oder mehr (bis zu 99) Gruppen in einem Datensatz ist möglich. Es können also auch die verschiedenen Aggregationsebenen der Habitattypengruppen gegeneinander getestet werden, angefangen von sehr groben Gruppen (Laubwald-Nadelwald, Landhabitat-Feuchthabitat usw.) bis hin zu den Habitattypen. Systembedingte Einschränkungen bestehen bei nur mit einer Einheit repräsentierten Einheiten oder in Bezug auf Vergleiche in Gliederungssystemen mit mehr als 99 Einheiten.

Die ISA auf Habitattypen wurde getrennt für Landhabitate (d.h. alle nicht-hydromorphen Lebensräume im Wald wie im Offenland) und Feuchthabitate durchgeführt, da die maximale Zahl von Testkategorien der ISA in PC-ORD von 99 sonst überstiegen worden wäre. Zum Teil wurde die ISA auch gezielt nur innerhalb der Feuchthabitate (FH) oder anderer Teilausschnitte des Datensatzes durchgeführt (z.B. organische Böden), um für Arten, die praktisch nur innerhalb dieser Teilmengen verbreitet sind, die Bindungen innerhalb dieser Teilmenge ermitteln zu können, was bei den Ergebnissen für diese Tests jeweils angegeben ist. Da das Verfahren der ISA keine Datensätze mit nur einer Stichprobe zulässt, mussten die HTB- und HTG-Schlüssel z.T. geringfügig angepasst werden, oder entsprechende Datensätze dieser Einheiten durch die „Exclude“-Funktion des Programmes ausgeschlossen werden. Um in der DCA keine „Lücke“ im Legendenschlüssel und den entsprechenden Signaturen zu erhalten, wenn in einigen Fällen wenig repräsentierte, seltene HT (z.B. Felsen) anderen HT zugeordnet wurden, mussten die Nummern „aufgeschlossen“ werden, damit sich keine Veränderung der Nummerierung der Testeinheiten und Legendensymbole ergibt. Im Text bzw. den Anlagen ist jedoch stets aufgeführt, auf welche Schlüssel bzw. welche HT Bezug genommen ist.

Die Ergebnisse der ISA werden im Ergebnisteil tabellarisch bei den Habitattypengruppen dargestellt. Die Ergebnisse werden dabei spaltenweise mit zunehmender Aggregationsebene sortiert.

Die ISA wurde mittels PC-ORD durchgeführt.

Chi²-Tests auf Habitattypen und -gruppen und zu Schlüsselmerkmalen

Die **Chi²-Quadrat-Vierfeldertafel** ist eine nichtparametrische (d.h. verteilungsfreie) Teststatistik, mittels derer also auch nicht-normalverteilte Daten auf statistische Signifikanz überprüft werden können (Bortz et al. 1990, Sachs 1997), sofern sie die Testvoraussetzung der Unabhängigkeit erfüllen (Hurlbert 1984). Sie wird hier angewandt, um den Bezug der Arten zu Habitattypen bzw. Aggregaten, oder aber an bestimmte Faktoren oder Zustände, zu überprüfen. Der Test stellt fest, in welchem Maß und mit welcher Irrtumswahrscheinlichkeit das Auftreten und Fehlen der Art im zu testenden Aggregat (versus außerhalb) von einer Zufallsverteilung abweicht, was ein Feld aus vier Möglichkeiten ergibt (Auftreten im Habitat, Fehlen im Habitat, Auftreten außerhalb, Fehlen außerhalb). Der Chi²-Testwert kann dabei als Maß der Stärke der Beziehung verwendet werden (Debauche 1962). Negative Beziehungen drücken sich über einen negativen Phi-Koeffizienten aus.

Mittels Chi²-Test kann sowohl die Beziehung „Art-Lebensraum“ als auch „Art-(festgelegter) Habitatfaktor“ direkt getestet werden, unabhängig von den Beziehungen anderer Arten zum Lebensraum. Die Tests sind also rein Einzel-Art-bezogen, d.h. das Auftreten anderer Arten ist für die Teststatistik nicht relevant.

Die Tests in Bezug auf die Habitattypen(gruppen) werden jeweils für „Kaskaden“ der Habitattypen und ihrer Aggregate angewandt. Dabei wurden alle Arten für die Habitatgruppen getestet, in denen sie mindestens 30% Stetigkeit oder 30% Treue aufweisen. Die Chi²-Tests wurden also nicht für alle denkbaren Beziehungen Art-Habitat(aggregat) durchgeführt, sondern alle Arten getestet, die entweder eine sehr hohe Stetigkeit ($\geq 30\%$) oder eine hohe Treue ($\geq 30\%$) aufweisen, oder durch die ISA als charakteristische Art ausgewiesen wurden. Weitere Tests auf Ebene gezielter Testhypothesen ergänzen fakultativ diese Tests, beispielsweise, wenn ad-hoc ein spezielles Konvolut getestet wird, das das Habitat einer bestimmten Art besonders gut zu beschreiben scheint.

Innerhalb der Habitatgruppen wurden die Habitattypen und alle relevanten Habitattypengruppen der Aggregationsstufen HTB1, 2 und 3 (Bestockungs-Ebene) und HTS1, 2 und 3 (Standorts-Ebene) sowie bei allen Habitatgruppen auch die groben Übergruppen (Land-/Feuchthabitate, Laub-/Nadelwald, organische/mineralische Standorte usw.) getestet.

Die sukzessive Aggregation der Habitattypen über Aggregationsstufen nach Bestockungstyp (HTB) und nach Standortseigenschaften (HTS) erlaubt für jede Art die Feststellung, auf welcher Aggregationsebene das höchste Maß an Bindung besteht und ob die Beziehung zum Standort oder zum Bestockungstyp stärker ist (s.o.). Der höchste Testwert zeigt dann die stärkste Affinität der Art innerhalb dieser Testkaskade an. Eine Art, die beispielsweise für den Habitattyp des Fraxino-Aceretum (FA) einen höheren Testwert erzielt als für „Schlucht- und Buchenwälder“ (S+B), hat eine stärkere Affinität zur Erfassungseinheit auf Habitattypen-Ebene als zu jener gröber gefassten Gruppe. Arten mit Auftreten in verschiedenen Lebensräumen, die jedoch nicht völlig euryök sind, zeigen höchste Werte für solche stark aggregierten Einheiten, während Arten mit sehr eng an bestimmte Faktorenkombinationen gebundene Arten für eine enger gefasste Aggregationsebene wie den HT den höchsten Testwert erreichen. Für sehr euryöke Arten errechnen sich insgesamt nur geringe Maximalwerte, und dies für stark aggregierte Einheiten, oder sogar gar keine.

In den Ergebniskapiteln (v.a. den Chi²-Tests) werden also alle Arten mit einer Treue oder Stetigkeit $\geq 30\%$ betrachtet. Für Arten, für die beides nicht zutrifft, kann angenommen werden, dass kein spezieller Bezug zum Lebensraum besteht, was sowohl für insgesamt sehr selten nachgewiesene Arten als auch für sehr häufige gelten kann. Sofern bei den sehr selten nachgewiesenen Arten jedoch Hinweise aus der Literatur oder unveröffentlichten Quellen bestehen, die einen doch gegebenen Bezug zum Habitat nahelegen, sind diese Arten

in einem eigenen Abschnitt des jeweiligen Habitattyps erwähnt und der mögliche Bezug zum Habitat laut Literatur (in der Literaturreferenzierung der Anlage 5, s.u.) zusammen mit den Testwerten aufgeführt.

Für Arten mit sehr wenigen Vorkommen ist der Chi²-Test streng genommen nicht zulässig. Da die Chi²-Testwerte für diese Fälle aber auch entsprechend gering ausfallen, und es bei dem Verfahren um die Feststellung von Affinitäten geht, erscheint es zulässig, auch diese Testwerte aufzuführen. Im Zweifelsfall sollte bei sehr geringen Testwerten (etwa im einstelligen Bereich) und nur knapp über einfachem Signifikanzniveau liegenden Signifikanzwerten ergänzend der jeweils mit errechnete „Fisher's Exact Test“ betrachtet werden. Ist dieser nicht signifikant, so ist auch der als signifikant errechnete Chi²-Test nur als Trend aufzufassen.

Diese Konstellation betrifft v.a. extrem selten nachgewiesene Arten. Es wäre ein größerer Verlust, diese Arten pauschal wegzulassen, als die vorgenannte Einschränkung bei der Interpretation der Ergebnisse für diese Arten. Die Ergebnisse sollten für diese Arten im Zweifelsfall wie dargestellt als Trendwerte aufgefasst und insofern als Basis für ggfs. durchzuführende, weitere Erhebungen speziell zu diesen Arten verstanden werden. Erst die (auch schwachen) Test- oder Trendwerte ermöglichen ggfs. die Formulierung entsprechender Arbeitshypothesen für ergänzende Erhebungen und Detailstudien, aus denen später präzisere Werte bis hin zu Habitatmodellen erstellt werden können. Die durchgeführte, umfangreiche Literatúrauswertung (s.u.) dient gerade auch für die Art-Habitat-Beziehungen dieser Arten als Referenzierung, ob die ermittelte Beziehung plausibel ist oder eher nur einen Teilausschnitt des tatsächlichen, nur unvollkommen abgebildeten Gradienten oder möglicherweise sogar ein Artefakt darstellt.

Auch die Beziehung zu **Habitat-Schlüsselfaktoren** (s.o.) wurde mittels Chi²-Test getestet, wobei die Höhe des Chi²-Testwertes auch hier Rückschluss auf die Stärke der Beziehung gibt. Diese Affinitäten der Art zu einzelnen Merkmalen sollen hier v.a. als Anhaltspunkte für die Bindung der Art an diesen Lebensraum verstanden werden. Es geht also nicht darum, ein Zeigerwertsystem (vgl. z.B. Alf 1990, Platen 1992, Platen 1995, Stumpf 1997) zu entwickeln oder artspezifische Schwellenwerte zu ermitteln. Letzteres muss im Zweifelsfall anderen Arbeiten vorbehalten bleiben, die auch die Wechselbeziehungen der Faktoren berücksichtigen müssen, beispielsweise bei der Ermittlung von **Habitatmodellen**. Keines der genannten Verfahren, wie auch die angewandten Tests, kann mehr als eine Affinität feststellen. Erst biologische Studien (Feldexperimente und v.a. auch Laborstudien, mit allen Problemen, die diese durch die Veränderung der auf die Art einwirkenden Umwelt wiederum mit sich bringen) ermöglichen die Ermittlung tatsächlicher Kausalitäten, und Plausibilität und Kausalität sollten daher klar unterschieden werden. In vorliegender Arbeit geht es also um Affinitäten und deren Plausibilität. Auch wäre bei der Ableitung von Schwellenwerten beispielsweise zur Mindest-Habitatgröße oder der Mindestausstattung mit bestimmten Habitatfaktoren eine zeitverzögerte Wirkung im Sinne einer „Aussterbeschuld“ („extinction debt“) zu bedenken (de Vries 1996a, Angelstam et al. 2004).

Tests auf die Beziehung zu bestimmten Habitatfaktoren waren bis auf wenige Merkmale wie die Meereshöhe nur für Datensatz I möglich. Da die Auswertungen speziell bei den Auwäldern sehr stark auf dem breiten, bereits vorhandenen Datenmaterial und deutlich weniger auf eigenen Daten aufsetzen, waren hier Tests auf Schlüsselmerkmale außer der Feuchtigkeit nur eingeschränkt möglich.

Eine Kurztabelle mit den wichtigsten Chi²-Testwerten der Art findet sich bei der Besprechung jeder relevanten Art in der Literaturreferenzierung der Anlage 5 (s.u.). Hierbei wird folgendes Format verwendet und hier anhand eines Beispiels erläutert (Tab. 2.8.).

Tab. 2.8.: Kurztabelle mit den wichtigsten Chi²-Testwerten der Art; mit Beispiel (*Carabus irregularis*)

Artname (ggfs. Unterart)	Höchster Chi ² -Testwert (im Kontext der Habitatgruppe)	Nächst höchste fünf Testwerte (im Kontext der Habitatgruppe)	Alle signifikanten Testwerte	Alle signifikanten Testwerte auf für das Habitat relevante Merkmale (im Kontext der Habitatgruppe)	Weitere Habitatgruppen mit Relevanz für die Art; Nennung des insgesamt höchsten HT-Testwertes	Getestete Klimafaktoren
<i>Carabus irregularis</i>	SIES: 179,81 (<0,0001)	SIWS>AT>FA >S+B>LBW	MIN, (WS), LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, (BSS: neg.), BB, AF	A, B>4, BA0-2, BL>1, TH>4, (HTr), GR100 (120), S80	Buche; Höchster HT: AT	6,4-7,6°: 53,1498 (<0,0001); NN>350-1000: 6,1005 (0,0135); >300: n.s. T<9°: n.s.

Diese Feldeinträge bedeuten:

- (1) *Carabus irregularis* erreicht seinen höchsten Testwert für das Konvolut der Schluchtwälder im engeren Sinne (SIES), mit einem hohen Testwert von 179,81 und sehr geringer Irrtumswahrscheinlichkeit des Tests.
- (2) Die fünf nächsthöchsten Werte weisen in absteigender Reihenfolge Affinitäten zum Schluchtwald im weiteren Sinne, den Schluchtwald-Habitattypen des AT und des FA, gefolgt vom Konvolut der Schlucht- und Buchenwälder und der sehr stark aggregierten Gruppe der Laubwälder auf.
- (3) Alle signifikanten Affinitäten umfassen noch wenige weitere Werte wie die Wälder auf mineralischen Standorten.
- (4) Es besteht eine Affinität zu einer Reihe von Habitat-Schlüsselmerkmalen wie Basen- und Totholzreichtum
- (5) Die Art wird auch im Kontext der Habitatgruppe der Buchenwälder getestet; höchster Habitattyp insgesamt ist das Aceri-Tilietum (AT)
- (6) Zu mittleren Höhenlagen und Bereichen der Jahrestemperatur bestehen signifikante Affinitäten.

Aufgrund des ständig wiederkehrenden Charakters der Tabelle wird in der Anlage 5 auf die Wiedergabe des Tabellenkopfes bei den einzelnen Arten verzichtet.

Sofern eine Art in mehr als einem Habitatkomplex zu testen war, ist also auch angegeben, welches der insgesamt höchste χ^2 -Testwert ist, sowie ferner, wie sich die nächsthöheren fünf Habitattypen in absteigender Form reihen, sowohl im speziellen Habitatkomplex, als auch über alle Habitatkomplexe hinweg („zusammen“). Jene Habitatkomplexe, in denen die Art (praktisch) nur negative Werte erzielt, bzw. positive Werte dort nur für stark veränderte Typen, mit geringen Werten, sind in Spalte 6 der Tabelle in Klammern gesetzt.

2.3.4. Literaturreferenzierung

Eine objektivierte Bewertung der Korrektheit der Einstufungen ist nicht möglich, ohne sich der umfangreichen Literatur zu bedienen, und die Ergebnisse mit jener zu vergleichen. Dieser Vergleich ist in objektiver Form ausschließlich auf Ebene der Art (bzw. ggfs. Unterart) möglich. Es liegt auf der Hand, dass die Literatur hierfür einer systematischen Durchsicht unterzogen werden muss. Es wird daher in einem eigenen Teil der Arbeit (Anlage 5) für jede Art den Ergebnissen obiger Verfahren das Ergebnis der systematischen Literatur-Auswertung in strukturierter Form gegenübergestellt. Je nach Habitattyp kann dabei auch eine Betrachtung des Verbreitungsareals der Art aufschlussreich sein, da auch sie etwas über die ökologische Valenz und Präferenz der Art aussagt.

Alle hier vorgelegten artbezogenen Ergebnisse werden also in einem eigenen Verfahrensschritt anhand relevanter Arbeiten der Laufkäferkunde darauf überprüft, ob sie mit den allgemeinen Erkenntnissen und Beobachtungen in Einklang sind. Dies ist wichtig, da auch bei statistisch abgesicherten Ergebnissen Artefakte denkbar sind, und dies nicht nur dann, wenn die Ergebnisse auf wenigen Daten beruhen, sondern u.a. auch bei verkürzten Gradienten oder unzureichend repräsentierten Einheiten. Auch die Frage, ob die Art neben den hier untersuchten Wald- und natürlichen Pendanthabitaten auch weitere Habitate in der Kulturlandschaft besiedelt, kann nur so zuverlässig überprüft und berücksichtigt werden.

„Mit der Literatur in Einklang“ bedeutet in diesem Zusammenhang angesichts des sehr unterschiedlichen Charakters der Literaturfundstellen nicht, dass diese (noch dazu alle) mit dem Testergebnis eine 1:1-Entsprechung haben müssen, sondern dass sie dazu v.a. nicht in Widerspruch stehen. Erreicht eine Art für eine sehr spezielle Einheit (z.B. einen Habitattyp) ihren maximalen Testwert, und kommt laut Literatur auch in einem stärker aggregierten Konvolut, dem dieser Habitattyp angehört, regelmäßig vor, so kann der Art eher für letztere Einheit eine Eigenschaft als Charakterart zugestanden werden.

Die Gliederung dieser Ausarbeitung folgt innerhalb der Habitattypengruppen den Testergebnissen des χ^2 - und des ISA-Verfahrens, beginnend mit ersterem Verfahren. Am Anfang dieses Abschnitts werden dann zunächst jene Arten besprochen, die in beiden Verfahren einen Bezug zum Habitattyp haben, sodann jene, für die dies nur im χ^2 -Testverfahren zutrifft, gefolgt von jenen nur laut ISA-Verfahren. Bei diesen Arten geht es dabei an erster Stelle um ein „**false positive**“, d.h. die Identifizierung jener Testwerte, die von den Angaben in der Literatur, sowohl zum Habitat als auch dessen Schlüsselparametern erheblich abweichen.

Es folgt ein Abschnitt mit den weiteren Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder einem Bezug zum Habitat laut Literatur, für die jedoch in keinem der Verfahren das höchste Testergebnis spezifisch für den HT oder die HTG errechnet wurde. Es ist notwendig, nicht nur die Arten in die Betrachtung einzubeziehen, die mit hoher Treue und Stetigkeit auftreten, sondern auch kritisch zu hinterfragen, welcher Teil der Artenkomponente so stark untererfasst sein könnte, dass er weder in Bezug auf Stetigkeit noch Treue die nötigen Werte erreicht, oder sogar gar nicht erfasst wurde. Es sind dies also die Arten mit einem möglichen „**false negative**“, d.h. einem tatsächlichen Habitatbezug, ohne dass die Verfahren anschlagen, wofür die Verfahren, aber auch die unzureichende Abbildung im Datensatz verantwortlich sein können. Für letzteres können u.a. die sehr begrenzte Verbreitung in Bayern, die extreme Seltenheit oder geringe Siedlungsdichte („low density species“) oder der schwierige Nachweis aufgrund der speziellen Biologie der Art (Phänologie mit Aktivitätsmaximum im Winterhalbjahr, Aktivität v.a. oberhalb der Bodenoberfläche) ausschlaggebend sein.

Die wichtigsten hierfür zu verwendenden Quellen sind, neben einer Fülle spezieller Arbeiten zu bestimmten Habitaten und Gebieten (v.a. im europäischen Verbreitungsschwerpunkt dieser Habitate) oder speziellen Arbeiten zu konkreten Arten vor allem die ausführlichen Länderfaunen, über die Deutschland, manche deutschen Landesteile sowie manche Nachbarländer verfügen:

Koch (1989) mit seinem **Habitatkatalog der „Käfer Mitteleuropas“** als lange Zeit einziger verfügbarer, vollständiger Referenz für Deutschland ist als Auflistung weitgehend aller regelmäßig besiedelbaren Habitate aufzufassen, ohne dass daraus Präferenzen erkennbar würden, und als solches verstanden, für die Fragestellung sehr geeignet.

Koch (1989) wird z.T. wg. seiner ungewöhnlichen Habitatangaben kritisiert. Als Teil des renommierten „Käfer Mitteleuropas“ („FHL“-Werkes wird es hier gleichwohl als geeignete und auch wichtige Grundlage geschätzt, wenn es darum geht, das von einer Art gesamte besiedelte Habitatspektrum zu eruieren. Wie beispielsweise auch der „GAC-Habitatpräferenzkatalog“ (s.u.) ist es ein Werk von gutachterlichem Charakter. Auch das Weglassen vermeintlich untypischer oder unbedeutender Habitate, wie es GAC (2009) vollzieht, stellt indes einen „gutachterlichen“ Arbeitsschritt dar, und einen nicht weniger ausgeprägten, ja je nach Anwendungsweise der Klassifizierungen dieser Arbeiten sogar deutlicheren „Eingriff“ als die z.T. eklektisch anmutende Aufzählung bei Koch (1989). Auch darf nicht übersehen werden, dass Koch (1989) im Prinzip ein Sammlung von Habitaten für ganz Mitteleuropa darstellt, in denen die Art beobachtet worden ist, ohne dass damit die Aussage verknüpft sei, jedes der aufgezählten Habitate würden auch in allen Teilen Mitteleuropas gleichermaßen genutzt, was ja auch dem Prinzip der „regionalen Stenökologie“ zuwider liefe. Auch die Angaben des Habitatpräferenzkataloges der GAC (2009) zählen im Übrigen bei vielen Arten für verschiedene Teile Deutschlands z.T. recht unterschiedliche Habitate auf, und dies nicht immer in einer Weise, die zwischen den Teilräumen Deutschlands ein ganz stimmiges Bild selbst im Lichte regionaler Stenökologie und der in Deutschland vorkommenden geographischen Unterschiede in Bezug auf Kontinentalität, Geologie, Höhenstufen, Landnutzung usw. ergibt.

Der „**Habitatpräferenzkatalog**“ der **GAC (2009)** stellt also auch eine Experteneinschätzung der als besonders belangvoll eingeschätzten Lebensräume dar, auf Basis einer Klassifizierung, die für Wälder folgende Typen umfasst:

- „5. Feucht- und Nasswälder, Waldsäume sonstiger Standorte
- 5.1. Sumpf- und Bruchwald, Weidengebüsch nasser Standorte u.a. (inkl. Vorwaldstadien nährstoffreicher Moore)
- 5.2. Auwald
- 6. Wälder, Vorwälder und Lichtungen/Waldsäume sonstiger Standorte

- 6.1. trockenwarme Wälder und Gebüsche sowie offener, historische Waldnutzungsformen (Hute-, Mittel-, Niederwald)
- 6.2. montane bis subalpine Wälder
- 6.3. mesophile Falllaub- und Nadelwälder und Forste
- 6.4. azidophile Laub- und Nadelwälder und Forste
- 6.5. Vorwälder und offene Strukturen in Wäldern (Schlagfluren, Säume, Lichtungen, Alleen, Einzelbäume)“

Arten können für mehrere Lebensräume aufgeführt, und in den verschiedenen Naturräumen unterschiedlich den präferierten Lebensräumen zugeordnet werden, d.h. die Einstufungen sind regionalisiert.

Auch die regional gültigen Arbeiten von Barndt et al. (1991) für Berlin und Trautner (1996a) im „Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ ordnen die Arten, differenziert nach „Schwerpunkt-, Haupt- und Nebenvorkommen“ (bei Barndt 1991, bei Trautner 1996a nur letztere zwei Kategorien), typisierten Lebensräumen zu. Diese kategorisierten Lebensräume enthalten z.T. auch konkrete, speziellere Habitats, so (bei Barndt 1991) die „oligotrophe und mesotrophe Verlandungsvegetation“ auch die Hoch- und Übergangsmoore und die „bodensauren Mischwälder“ auch bodensaure Laubwälder auf der einen und Nadelwälder und –forste auf der anderen Seite, was bei der Auswertung dieser Arbeiten berücksichtigt werden muss.

Hurka (1996) mit seiner tschechischen und slowakischen Fauna ist in der Beschreibung der Fundorte der Arten in Bezug auf die Frage eines Vorkommens in „beschatteten Habitaten“ (Wald) sehr vollständig und präzise und kann aufgrund der geographischen Lage mit vergleichbarer Klimatönung (zumindest im Westen Tschechiens) als weiten Teilen Bayerns besonders gut vergleichbar gelten. **Lindroth (1986) mit seiner fennoskandischen Fauna** kann vor allem für die nordisch verbreiteten Habitats (Sandkiefernwälder, Moore) als Referenz dienen. Das Werk basiert wie Hurka (1996) auf einer sehr breiten Wissensbasis und auf langjährigen Beobachtungen des Verfassers. Gerade die Habitatbeschreibungen in Lindroth (1949) sind in Bezug auf die Bodenverhältnisse und oft auch Biotopcharakterisierungen sehr detailliert. Für die Lebensräume der kontinental getönten Beckenlandschaften, wie v.a. Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder, gibt es zwar kein Standard-Werk, aber eine größere Zahl **ungarischen Arbeiten** (Ködöböcz 2007, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Magura & Tothmerez 1998, Kadar & Szel 1993, Retezar et al. 2000, Magura et al. 1997a, Magura et al. 1997b, Andarko & Kadar 2006, Kadar & Szel 1999, u.a.), zusammen mit der rein faunistischen Arbeit von Csiki (1941). Die häufig als Referenz im deutschsprachigen Raum benutzte **Schweizer Fauna von Marggi (1992)** ist in ihrer Übertragbarkeit auf bayerische Verhältnisse begrenzt, was u.a. an der westlichen Lage und dem hohen Alpenanteil der Schweiz liegt (zur Frage der Habitatbindung der Arten und Auftreten von Waldarten außerhalb des Waldes in den Alpen s.o.). Auch scheint das Vorkommen von Arten in bewaldeten Habitats in dieser Arbeit eher unterrepräsentiert (auch im Vergleich mit den Angaben für die Schweiz in Luka et al. 2009). Die Niederländische Fauna von Turin (2000) und jene von Luff (1998) für Großbritannien, sowie die auf Schleswig-Holstein bezogene Arbeit von Irmeler & Gürlich (2004) und weitere aus dem **atlantischen Raum Europas**, sind auf bayerische Verhältnisse nur bedingt übertragbar, und können bei manchen Arten eher als Abbild der veränderten Habitatansprüche nach dem Gesetz der regionalen Stenökologie gelten. Gerade viele der stenöksten Waldarten Bayerns fehlen in Nordwesteuropa ohnehin natürlicherweise völlig. Bei den Schluchtwäldern werden v.a. auch Angaben, die sich auf den östlichen Alpenraum beziehen, berücksichtigt, da die **Nordalpen** aufgrund ihrer Luftfeuchtigkeit, Habitatkontinuität, guten Basenausstattung und oft noch großflächig vorhandenen naturnahen Baumartenmischungen gleichsam als Referenzgebiet für Schluchtwälder dienen können.

Darüber hinaus wurde eine große Zahl weiterer Quellen, d.h. sowohl von Länderfaunen, als auch speziell zu Laufkäfern in deutschen Wäldern (Thiele 1956, Rabeler 1957, Kless 1961b, Lauterbach 1964, Adeli 1964, Rabeler 1967, Geiler 1974, Barndt 1976, Baehr 1980, Müller 1983, Krause 1995, Scheurig et al. 1996, Trautner et al. 1998, u.a.) ausgewertet.

Literatur- und Quellenangaben aus Bayern werden vom Rest des Textes jeweils an dessen Ende aufgeführt, d.h. abgesetzt. Sofern sie sich auf Untersuchungen beziehen, die in die Auswertungen eingeflossen sind, sind sie unterhalb der zusammenfassenden Bewertungstabelle der Art (siehe folgend) aufgeführt.

Das Ergebnis dieser Literaturlauswertung findet sich in textlicher und tabellarisch zusammengefasster Form in der Anlage 5. Die Einstufung der Ergebnisse im Vergleich zur Literatur erfolgt dabei in der folgenden Kurztabelle-Form:

Zsf. Kongruenz Literatur	1	2	3	4	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	5
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Dabei bedeuten:

1	Übereinstimmung des höchsten χ^2 -Wertes der Art mit der Literatur aus dem südlichen Deutschland/südlichen Mitteleuropa
2	Übereinstimmung des höchsten χ^2 -Wertes der Art mit der Literatur aus anderen Regionen (incl. Alpen), v.a. aus Referenzregionen
3	Übereinstimmung der Literaturangaben zu Habitatschlüsselmerkmalen der Art mit den Schlüsselmerkmalen des Habitates
4	Erhebliche Vorkommen lt. Literatur auch in anderen Habitaten, die nicht einbezogen wurden, v.a. Kulturhabitate des Offenlandes
5	Übereinstimmung der χ^2 -Testwerte zu Schlüsselmerkmalen der Art zu den Schlüsselmerkmalen des Habitates

Symbole für die Einträge in den Spalten der Kurztabelle:

+	Übereinstimmung bzw. Kongruenz (in Punkto der naturnahen Habitate), so dass kein Widerspruch besteht und es plausibel erscheint, dass die Art tatsächlich für dieses Konvolut ihre maximale Affinität aufweist
++	(bei den Merkmalen)=Bezug zu weitgehend allen bzw. den wichtigsten Merkmalen, neben Standortmerkmalen auch Strukturmerkmalen wie Totholz
N	keine Nennung (bei Punkten 3 und 4) bzw. kein entsprechendes Testergebnis (bei Punkt 5)
K	kein Test möglich (z.B. da Art nur im Datensatz II vorhanden)
>	Einstufung lt. Literatur weiter gehend oder überwiegend anders
<	Einstufung lt. Literatur enger als Testergebnisse (gilt für CA-Algorithmus wie ,+')
<>	Einstufung lt. Literatur z.T. weiter, z.T. aber auch enger als Testergebnis, oder völlig abweichend

Beispiel (Ergebnisse der Literaturreferenzierung):

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	++	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	----	---	---------------------------------	----

Die Spalten in dieser Tabelle bedeuten im Beispiel von *C. irregularis*:

- (1) Der χ^2 -Maximalwert stimmt mit den Literaturangaben zum Habitat aus dem (südlichen) Mitteleuropa überein bzw. ist in Einklang damit
- (2) Literaturangaben aus anderen Teilen des Verbreitungsgebietes geben z.T. noch weitere Habitate an.
- (3) Die in der Literatur beschriebenen Bezüge zu Habitatmerkmalen (Totholz als Jagdraum, Eiablageplatz und Winterquartier, Luftfeuchte usw.) stimmen mit den Schlüsselmerkmalen in hohem Maße (daher zwei Plus) überein
- (4) Vorkommen in völlig anderen Habitaten, die im Untersuchungsdatensatz keinen Niederschlag gefunden haben (z.B. Äckern) sind in der Literatur im Wesentlichen nicht aufgeführt
- (5) Die Testwerte der Merkmale stimmen in hohem Maße mit den Schlüsselmerkmalen des Habitats überein

Da Arten zu mehr als einer Habitatgruppe Affinitäten aufweisen können, werden sie ggfs. auch bei mehreren Habitatgruppen besprochen, wenn sie von ihrer Stetigkeit oder Treue und den Testwerten her die Voraussetzungen hierfür erfüllen. Hierbei werden Ausführungen zu den Quellen der anderen Habitatgruppe(n) nur im für das Verständnis notwendigen, gestrafften Umfang wiederholt und stattdessen v.a. die Literatur speziell zum Bezug der Art zur fraglichen Habitattypengruppe aufgeführt. Selbstverständlich werden bei den

Einwertungen zur Kongruenz bei allen Habitattypengruppen jedoch stets alle Quellen berücksichtigt.

2.3.5. Zusammenführung der Testergebnisse und Literaturreferenzierung

In zusammenfassende Tabellen werden für jede Habitattypengruppe die charakteristischen Arten laut χ^2 -Tests und das jeweilige Ergebnis der Literaturreferenzierung zusammengeführt.

Am Beispiel von *Carabus irregularis* lautet der entsprechende Tabellenausschnitt:

Art	χ^2 (max.)	Testwert	Höchster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. χ^2	Bewertung
<i>Carabus irregularis</i>	SIES	179,8099	AT	+	>	++	N	++	C

Die linken drei Spalten enthalten die maximalen χ^2 -Testwerte, die fünf rechts folgenden das zusammenfassende Ergebnis der Literaturreferenzierung. Ganz rechts ist ein „C“ eingetragen, falls die Art laut folgendem Algorithmus als Charakterart aufzufassen ist.

Der entsprechende Algorithmus zur Ermittlung von charakteristischen Arten und Charakterarten wird in den Abbildungen 2.6. und 2.7. dargestellt.

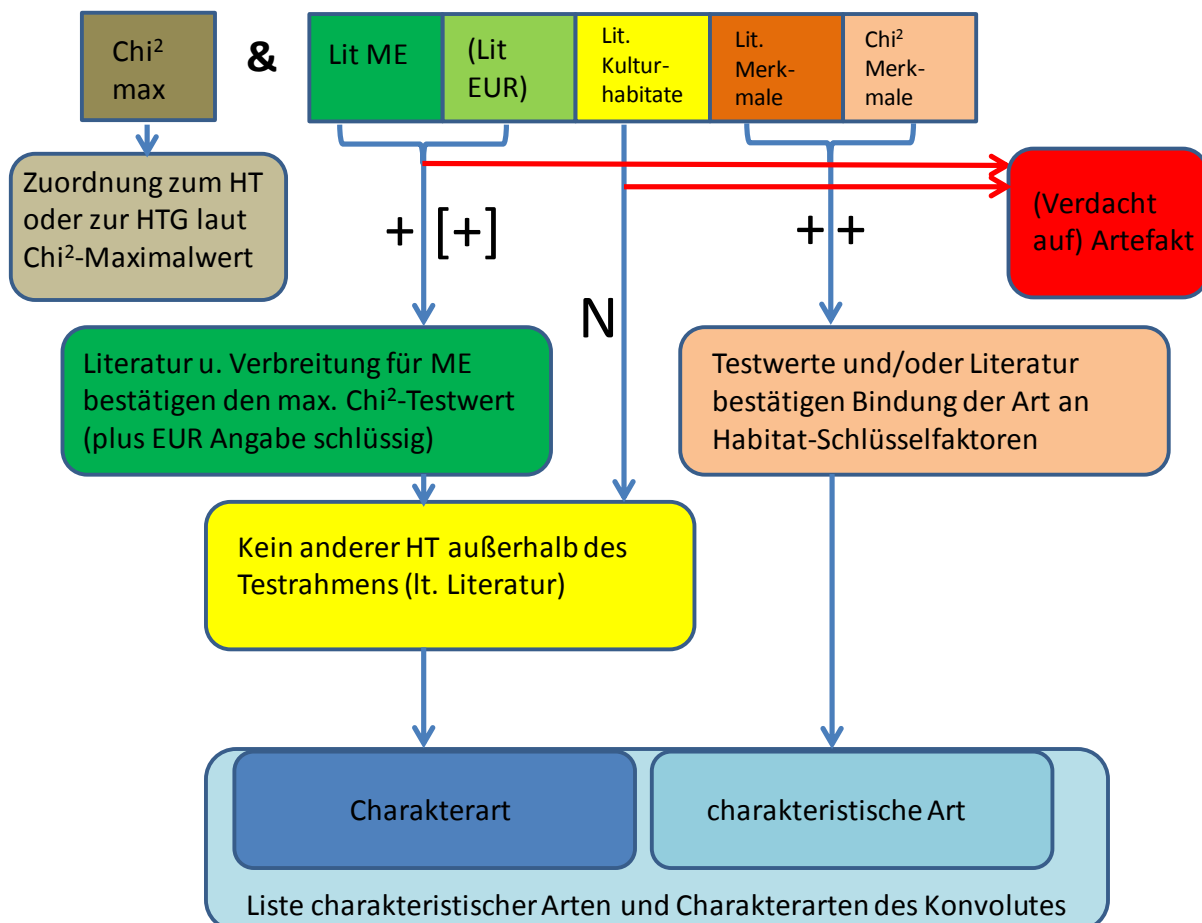


Abb. 2.6.: Schema zur Herleitung von charakteristischen Arten und Charakterarten (ME = Mitteleuropa; EUR = Europa)

Aus Gründen der besseren Darstellbarkeit sind die Felder 3 und 4 in der obersten Zeile des Diagrammes gegenüber der Anlage 5 in der Reihenfolge vertauscht.

Statistische Testwerte (χ^2 und ISA) sind Grundvoraussetzung, führen aber erst dann zur Einstufung als Charakterart, wenn weder die Literaturangaben zu diesen Tests in klarem Widerspruch sind, noch die Art laut Literatur regelmäßig auch in Kulturhabitaten außerhalb des Waldes bzw. außerhalb des Test-Rahmens auftritt.

Ein Beispiel soll die Bedeutung der Literaturreferenzierung erläutern. *Carabus problematicus* wurde in verschiedenen Habitaten gefunden, erreicht den höchsten Testwert aber für das Konvolut aller Kiefernwälder, mit einem mäßig hohen Wert (85,5026; $p < 0,0001$). Aus der Literatur ist bekannt, dass die Art u.a. lichte, saure Wälder regelmäßig besiedelt, sowohl in Mitteleuropa als auch in anderen Teilen des Verbreitungsgebietes (in denen sie allerdings in verschiedenen Unterarten vorkommt). Sie nutzt in verschiedenen Teilen des Gebietes, einschließlich Mitteleuropas und speziell auch in Bayern, regelmäßig auch (v.a. trockene und meist saure) Laubwälder als Lebensraum. Die Testwerte für stärker aggregierte Einheiten, die dieser Beschreibung näher wären (z.B. trockene und sandige Wälder, TRSS oder lichte und trockene Wälder, LITR) sind allerdings niedriger (vgl. Anlage 4), wenn auch für LITR nur kaum (76,2980; $p < 0,0001$). Die Einstufung für den Vergleich von Testwert und Literatur lautet daher:

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>
-----------------------------	---	---

D.h., die Literaturangaben legen den Schluss nahe, dass der präferierte Lebensraum weiter gefasst ist, als es das Testergebnis nahelegt. Die Art scheidet daher als Charakterart für Kiefernwälder (in diesem Falle Konvolut „KIE“, d.h. alle Kiefernwälder unabhängig vom Standorte und der Naturnähe) aus. Dies muss auch so sein, da eine Art, die regelmäßig auch in bodensauren Laubwäldern auftreten kann (z.B. im Bachschluchtwald des NWR „Waldhaus“ im Nördlichen Steigerwald) natürliche keine Charakterart der Kiefernwälder sein kann.

Der „Regelpfad“ für die Bestimmung charakteristischer Arten und Charakterarten über hohe Stetigkeit und Treue und statistische Testabsicherung muss sinnvoller Weise ergänzt werden (Abb. 2.7.). Dies ist für jene Arten notwendig, die so selten, lokal oder sogar bereits ausgestorben sind, dass im ausgewerteten Datenmaterial gar kein Test erfolgen kann und damit auch kein Testergebnis vorliegt. Beispiele für solche Arten wären die in Bayern ausgestorbenen *Carabus nitens* und *Sericoda quadripunctata* oder der extrem seltene *Cicindela sylvatica*. Der gezielte Einsatz von Bodenfallen wäre für diese extrem seltene Art mit stationären Larven, die oftmals kleinflächig und geklumpt auftritt, aus Schutzgründen kritisch.

Dieser ergänzende „Pfad“ über die Literatur bedarf in Bezug auf die Eigenschaft als Charakterart einer besonders strengen Prüfung. Sind für diese Arten die Angaben zum besiedelten und bevorzugten Habitat in der Literatur im Kern so übereinstimmend und eindeutig (vgl. Anlage 5), dass ihre ergänzende Einstufung als Charakterarten der jeweiligen Habitate mit hinreichender Sicherheit möglich ist, so erscheint dieser ergänzende Weg, eine Charakterart zu ermitteln, zulässig. Speziell auch die Tatsache, dass es sich um ausgestorbene oder extrem seltene Arten handelt, lässt den Schluss zu, dass es sich um hochgradig stenöke, d.h. an ganz bestimmte Habitate gebundene Arten handelt. Dass es nur methodische Gründe sind, die dazu führen, dass eine solche Art so selten oder gar nicht mehr nachgewiesen wurde, muss in diesem Fall aber im Wege der Literaturreferenzierung ebenfalls zuverlässig ausgeschlossen werden. Im Prinzip gilt das Gesagte auch für charakteristische Arten des Lebensraumes, die wegen des Vorkommens in mehreren Lebensräumen keine Charakterarten und dennoch verschollen oder ausgestorben sind. Die Prüfung des Bezugs dieser Kategorie muss nicht zwingend maximale Affinität zu dem Lebensraum nahelegen, sollte aber dennoch ergeben, dass die Art eine deutliche Affinität zu dem fraglichen Habitattyp hatte. Ein Beispiel wäre *Carabus nitens*, der in Mitteleuropa

sowohl in (verheideten) Hochmooren als auch *Calluna*-Heiden sowie sehr lichten Kiefernwäldern lebt, aber in Bayern verschollen ist.

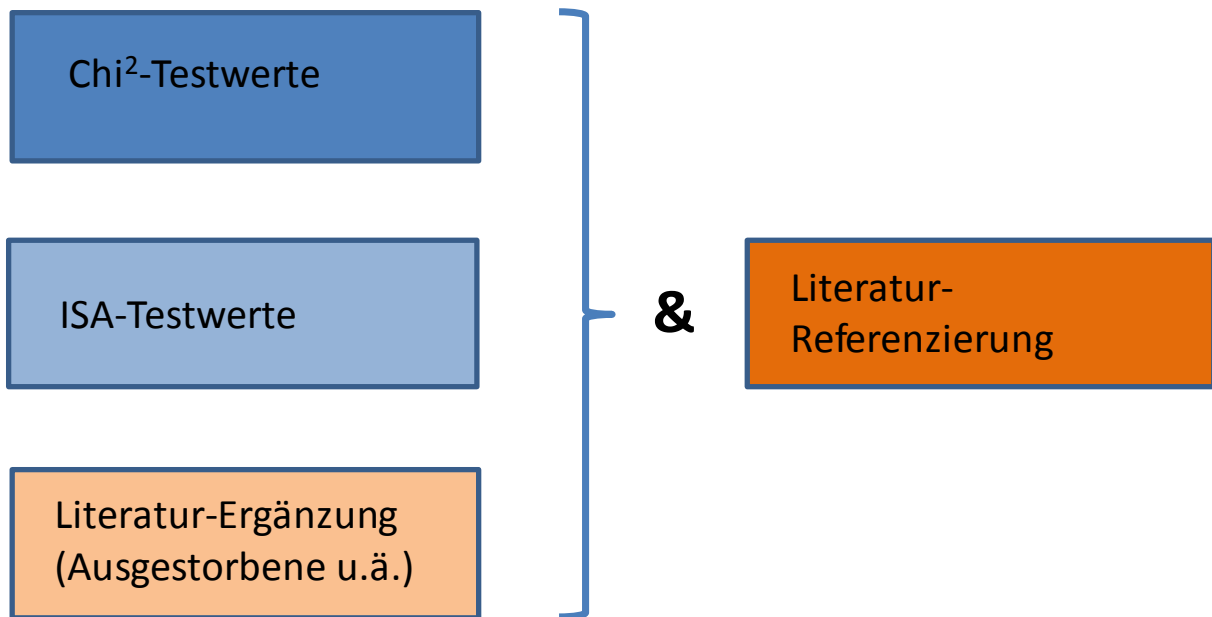


Abb. 2.7.: Pfade für die Bestimmung einer charakteristischen Art oder Charakterart

Die Einstufung als Charakterart bemisst sich demnach an den Testwerten sowie einer Bestätigung durch die Literaturreferenzierung, dass die Art - auch außerhalb des Textkontextes - nicht in erheblichem Umfang in anderen Lebensräumen vorkommt. Für die Einstufung als charakteristische Art ist letztere Fragestellung nicht relevant. Alle Arten, die laut Teststatistik eine hohe Affinität zum Lebensraum haben, gehören zu dessen charakteristischer Artausstattung. Zur charakteristischen Arten für den Lebensraum wird die Art letztlich aber vor allem dadurch, dass sie zu **mindestens einer der Schlüsselfaktoren** des Lebensraumes eine signifikante Affinität hat (Abb. 2.6.). Auf die verwendeten Definitionen und Algorithmen wird in Kapitel 4 ausführlich eingegangen.

3. Ergebnisse

Am Anfang des Ergebnisteils soll das Ordinationsergebnis aller Probestellen in der DCA aufgeführt werden. Es stellt dar, wie alle Probestellen nach Habitatgruppen codiert im Ordinationsraum zueinander stehen. Es wird dabei u.a. ersichtlich, wie stark sich jene entweder überlappen oder voneinander abgegrenzt liegen.

3.1. Ordination der Habitattypengruppen

In Abbildung 3.1. ist das Ergebnis der DCA auf Basis der HTB1 abgebildet. Die HTB1 stellt ein Gliederungssystem dar, dass im Wesentlichen den Verbänden bzw. den FFH-LRT entspricht.

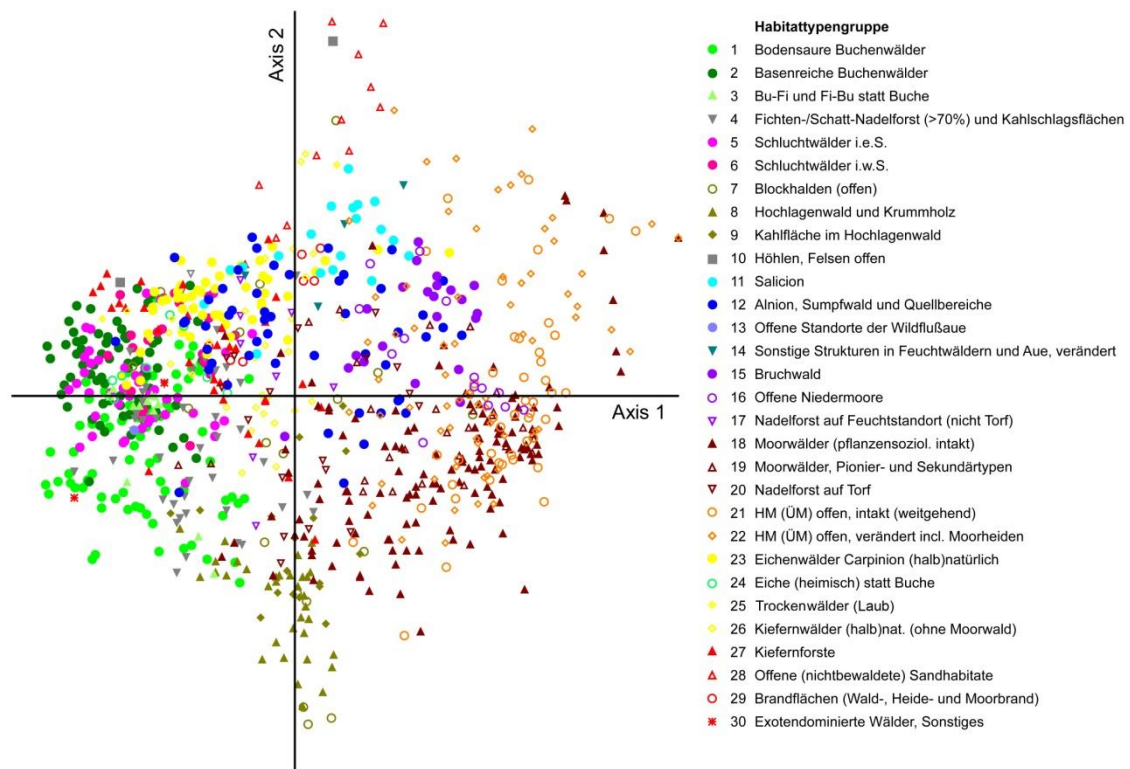


Abb. 3.1.: Ergebnis der DCA auf Ebene der HTB1, Datensatz II, Achsen 1 und 2 dargestellt; Eigenvalues: 1: 0,6385; 2: 0,4261; 3: 0,2816; Gesamte Varianz ("inertia") in den Artdaten: 7.8275; Länge des Gradienten: 1. Achse: 4,597; 2. Achse: 4,834; 3. Achse: 5,405; Korrelationskoeffizient zwischen den Ordinationsdistanzen und den Distanzen des originalen, N-dimensionalen Raumes: 0,320, 0,515 und 0,566; die Achsen wurden zur besseren Lesbarkeit randlich beschnitten (für die unbeschnittene Variante und die Darstellungen der Achsen 1 zu 3 und Achse 2 zu 3 vgl. in der Anlage 3).

Die Voraussetzungen einer DCA (Gradientenlänge >3) sind erfüllt. Die Eigenvalues können als hoch angesehen werden. Der Korrelationskoeffizient zwischen den Ordinationsdistanzen und den Distanzen des originalen, N-dimensionalen Raumes beträgt kumulativ für die ersten drei Achsen 0,320, 0,515 und 0,566, erreicht also bereits für die ersten beiden Achsen über 50%.

Die DCA ergibt eine annähernde rautenförmige Punktwolke weitgehend ohne deutliche Außenlieger und starke Zäsuren. „Landwälder“ (Landhabitats) kommen überwiegend auf der linken, Feuchthabitats auf der rechten Seite des Ordinationsplots zu liegen, offene Lebensräume (Moore, Sandheiden) v.a. am rechten oberen Rand der Ordination.

Die Habitat-Obergruppen der Schluchtwälder (pink), Buchenwälder (Grüntöne), subalpinen Fichtenwälder (oliv), Kiefernwälder (orange), Eichenwälder (gelb), Au- und Sumpfwälder (blau), Bruchwälder (lila) und Moorwälder sowie offenen Moore (braun) ergeben jeweils relativ in sich geschlossene Bereiche im Ordinationsraum. Sie sind also nicht über den gesamten Ordinationsraum verteilt, sondern nehmen jede für sich einen konkreten Teilraum ein. Vor allem im Übergang zu den ökologisch verwandten Lebensräumen, zu denen auch in der Natur (fließende) Übergänge bestehen, überschneiden sich diese Ordinationsräume der Habitatgruppen allerdings. Das ist beispielsweise zwischen Au- und Bruchwäldern, Au- und Eichenwäldern, basenreichen Buchen- und Schluchtwäldern, bodensauren Buchen- und natürlichen Fichtenwäldern, Moor- und Bruchwäldern der Fall.

Praktisch keine Habitatgruppe hat demnach einen völlig von ihr allein und überschneidungsfrei eingenommenen Ordinationsraum. Gleichwohl nimmt aber jede Habitatgruppe einen räumlich klar umgrenzten Teil des Ordinationsraumes ein. Ein ganz überschneidungsfreier Raum fehlt v.a. bei den basenreichen Buchenwäldern, die sich sehr weitgehend mit den Schluchtwäldern überschneiden, und bei den Eichen-Hainbuchenwäldern, die eine weit gehende Überschneidung mit dem Alnion zeigen. Dieses wiederum überlappt sich recht wenig mit dem Salicion. Die Übergänge der Alnion-Auwälder mit den Bruchwäldern sind deutlich breiter als die letzterer mit den Moorwäldern. Moorwälder und offene Moore überlappen sich gegenseitig weitgehend, und lediglich in einem zu den subalpinen Wäldern überleitenden Bereich nehmen Moorwälder einen Bereich fast allein ein, und in entgegengesetzter Richtung, in Richtung offener Sandstandorte, findet sich ein Bereich, in dem (verheidete) offene Moore den Ordinationsraum fast allein einnehmen. Die intakten Moorwälder und intakte, nasse offene Hochmoore teilen sich hingegen weitgehend einen ansonsten eigenständigen Ordinationsraum.

Die Gliederung des Ergebniskapitels folgt als oberstem Gliederungselement den Habitattypengruppen, da dies es anschaulicher ermöglicht, die verschiedenen Testverfahren und Algorithmen innerhalb jeder Habitattypengruppe vergleichend anzuwenden. Die Habitattypengruppen werden dafür am Anfang jedes Kapitels kurz allgemein charakterisiert und die Datenbasis dargelegt. Innerhalb der Habitattypengruppen werden dann zunächst die Stetigkeits- und Treue-Tabellen aufgeführt, da sie die wichtigste Basis dafür sind, Arten zu identifizieren, die in einem speziellen Bezug zum Habitattyp stehen. Es folgen die Ergebnisse der DCA-Ordination. Da eine vollständige Darstellung der DCA-Biplots aller Arten nicht zweckmäßig erscheint, sind diese in einer eigenen Anlage abgebildet (Anlage 3), und im Ergebniskapitel ausgewählte Beispiele aus den Gruppen ähnlicher Ordinationsbilder dargestellt. Es folgen die Testergebnisse der ISA und der Chi²-Tests (letztere vollständig tabelliert in Anlage 4). Anschließend werden die Ergebnisse der genannten Verfahren einschließlich des Ergebnisses der Literaturreferenzierung (aus Anlage 5) tabellarisch vergleichend gegenübergestellt.

Die Reihenfolge, in der die Habitatgruppen behandelt werden, folgt folgender Logik: zunächst werden die Landwälder besprochen. Hierbei machen die Buchenwälder als bei weitem verbreitetster Habitatgruppe den Anfang. Gefolgt werden sie von den Schluchtdanach den Eichenwäldern. Es folgen mit den Hochlagen-Fichten- und den Kiefernwäldern die natürlichen Nadelwald-Habitattypengruppen der terrestrischen Standorte. In den sich dann anschließenden Feuchtwäldern stehen die Auwälder am Anfang, gefolgt von den Bruchwäldern und abgeschlossen durch die Moorwälder (und offenen Moore).

3.2. Buchenwälder

3.2.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren

Buchenwälder nehmen den standörtlichen Mittelbereich ein, da die Buche auf „Normalstandorten“ über die anderen heimischen Baumarten dominiert. Kein spezieller Standortfaktor ist notwendig, um die Buche zur Vorherrschaft zu bringen; vielmehr ist es das „Fehlen“ eines besonderen, prägenden Standortfaktors, der die Voraussetzung für die Vorherrschaft der Buche ist. Ist diese Voraussetzung erfüllt, wird die Buche selbst zum prägenden Standortfaktor, und zwar durch den tiefen Bestandsschatten, der sich aus ihrer speziellen Blattmorphologie mit besonderen Schattenblättern und ihrer „plastischen Krone“ ergibt, die auch in höheren Baumaltern in der Lage ist, Kronenlücken rasch zu schließen. Da die Streu gerbsäurereich ist, und die kühlen Temperaturen des Bestandsschattens die Umsetzung hemmen, bildet sich in Buchen-Dominanzbeständen meist eine dicke Streuauflage und ein „Moderpaket“. Ausnahmen kommen in der Regel eher kleinflächig vor, wie nach Störungen ganz junge, und möglicherweise auch sehr alte, lichtere Entwicklungsphasen. Von Buchen dominierte Buchenwälder sind daher trotz des Fehlens ganz spezieller Standortfaktoren Lebensräume mit einer bestimmten Faktorenkombination.

Hainsimsen-Buchenwälder stocken auf Standorten, die im Ober- wie im Unterboden basenarm sind, und demnach in der Regel auf sauren Ausgangsgesteinen. **Waldmeister-Buchenwälder** nehmen Standorte ein, die im Oberboden basenarm, im Unterboden hingegen basenreich(er) sind. Sie weisen zahlreiche Übergänge zu vorigem Buchenwaldtyp auf, v.a. bei dichtem Bestandsschatten und Ausbildung einer starken Moderauflage durch gehemmte Streuzersetzung. **Waldgersten-Buchenwälder** stocken auf meist kalkigen Standorten, die auch im Oberboden basenreich sind. Im Reinbestand weisen auch die Buchenwälder auf besser nährstoffversorgten, ja selbst basenreichen Standorten vielfach eine starke Akkumulation der Streuschicht und die Ausbildung ungünstiger Humusformen (Moder) und eine fast vegetationsfreie Krautschicht („Fagetum nudum“) auf. **Seggen-Buchenwälder** stocken ebenfalls auf bis in den Oberboden basenreichem, oft felsdurchragtem Substrat und sind durch ihre Lage an Oberhängen und Kuppen oft sonnenexponiert und eher trocken. Die Abgrenzung zwischen Orchideen- und Waldgersten-Buchenwäldern unterliegt aber einer z.T. recht unterschiedlichen Praxis. Hier wird einer engen Definition gefolgt, in Übereinstimmung mit der von der EU-Kommission im Zusammenhang mit dem deutschen Meldeverfahren der FFH-Gebiete geäußerten Auffassung.

Bodensaure wie basenreiche Buchenwald-Typen weisen über die den Lebensraum stark prägende, meist fast vollständige Dominanz der Buche große Gemeinsamkeiten auf. Sie verfügen zudem über den Waldmeister-Buchenwald und über sekundäre, versauernd wirkende Faktoren, durch die Waldmeister-Buchenwälder zu „sekundären“ Hainsimsen-Buchenwäldern werden können, über einen breiten Übergangsbereich. Der gängigen Trennung in zwei verschiedene Ordnungen (z.B. Härdtle et al. 2004) wird hier daher nicht gefolgt, sondern die Buchenwälder wie bei Walentowski et al. (2004) gemeinsam in einem Kapitel behandelt.

Alle Buchenwald-Typen können als „Hallenwald“ ausgeprägt sein (Abb. 3.2. links), oder aber als mehrschichtige Bestände (Abb. 3.2. rechts). Heute weiß man, dass die verbreiteten Hallenwälder überwiegend eine Folge der (früher) verbreiteten Schirmschlagwirtschaft in Buchenwäldern sind, und dass von Buchen dominierte Ökosysteme natürlicherweise nur zu kleinflächigem Zusammenbruch neigen (Korpel 1995), was über das „Mosaik-Zyklus-Konzept“ (Remmert 1992) beschrieben werden kann. Aufgrund ihrer Schattenverträglichkeit und bis in höhere Bestandsalter „plastischen Krone“ neigen Buchenwälder zur Dominanz

dieser Baumart bis hin zu Reinbeständen, zumindest unter den meist gegebenen Ausgangsbedingungen.



Abb. 3.2.: Waldgersten-Buchenwald im NWR „Kalkberg“ (Rhön), Hainsimsen-Buchenwald im NWR „Rusler Wald“ (Bayerischer Wald)

Schlüsselfaktoren: „Stabilität“ des Lebensraumes an sich (Habitatkontinuität, meist kleinflächiges Verjüngungsgeschehen, Verjüngung unter Schirm); kühl-schattiger Lebensraum; gehemmte Streuzersetzung (Laubstreu-Auflagen, Moder); Fehlen extremer Standortbedingungen (standörtlicher Mittelbereich)

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind Buchenwälder v.a. in den atlantischen und gemäßigt kontinentalen Teilen Europas verbreitet (Bohn et al. 2003), einschließlich südlicher Gebirge wie denen des Balkans und Norditaliens. In diesen hatte die Europäische Rotbuche ihre Eiszeitrefugien, und ihre Buchenwälder sind z.T. Heimat ausbreitungsschwacher Endemiten (Walentowski et al. 2010). Diese Endemiten, wie *Carabus planatus* Nord-Siziliens, sind z.T. stark auf Buchenwälder spezialisiert bzw. beschränkt (Bruno 1968, Korell 1975).

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Buchenwälder können auf basenreichen und hangfrischen Standorten z.T. natürlicherweise Edellaubholz-reich sein und dann Übergänge zu Schluchtwaldgesellschaften darstellen. Seggen-Buchenwäldern sind vielfach Fels-durchragt bzw. weisen einen gewissen Anteil an grobem Felsmaterial auf. Auch in bodensauren Buchenwäldern können z.T. stärker Block-durchsetzte Varianten auftreten. Übergänge bestehen ferner im Bereich der Eichen-Hainbuchenwälder, und zwar dort, wo durch menschliches Wirtschaften (v.a. Stockausschlagwirtschaft) die Buchen auf „Buchen-fähigen“ Standorten weitgehend oder vollständig fehlen, und stattdessen sekundäre Eichenmischwälder realisiert sind. Auch der Bergmischwald, dem neben der Buche auch Tanne und in den meisten Landesteilen auch die Fichte angehören, gehört zu den Buchenwäldern. Am oberen Rand seiner Höhenverbreitung weist er Übergänge zum Hochlagen-Fichtenwald auf. Es gibt dabei auch Varianten, in denen durch direkte Förderung der Fichte oder durch Fichten-förderliche Bewirtschaftung und Faktoren (wie Wildverbiss usw.) die Fichtenanteile mehr oder weniger stark erhöht sind, bis hin zur völligen Dominanz. Regional sehr Tannen-reiche Ausprägungen der Buchenwälder sind vegetationskundlich zu den Buchenwäldern zu stellen, vermitteln aber in bestimmter Hinsicht auch zu den Nadelwäldern. Mit Feuchtwäldern bestehen nur wenig Übergänge und Gemeinsamkeiten und auch keine gemeinsam gebildeten Konvolute, da die Buche empfindlich auf einen Überschuss an Bodenfeuchtigkeit reagiert.

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

Die Habitattypen und Konvolute sind die Abbildung 3.8. bei den Schluchtwäldern integriert und in Tabelle 3.1. aufgeführt. Mit aufgeführt sind hier auch die „allgemeinen Obergruppen“ stark aggregierter Konvolute, wie alle Landhabitats, alle Wälder mineralischer Standorte, alle Laubwälder und alle waldfähigen Standorte.

Die Gliederung der Buchenwälder umfasst als Habitattypen das Luzulo-Fagetum (LF), Asperulo-Fagetum (AF) und Hordelymo-Fagetum (HF) (sowie das kaum vertretene Carici-Fagetum (CF)). Letztere drei ergeben zusammen die basenreichen Buchenwälder (BB). Zusammen mit den Schluchtwäldern bilden die Buchenwälder das Konvolut der Schlucht- und Buchenwälder (S+B).

Tab. 3.1.: Buchenwälder und von ihnen mit gebildete Konvolute, sowie allgemeine Obergruppen terrestrischer Wälder

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
WS	Natürliche Wald-Standorte, d.h. waldfähige Standorte	HTS3=1
MIN	Mineralische Standorte	ORG=0
LH	Land-Habitats	FH=0
LBW	Laubwald	LBW=1
S+B	Schlucht- und Buchenwald	HTB3=1
BU	Buchenwälder	HTB2=1+3
BUST	Buchenstandorte	HTS2=1
BSS	Bodensaure Buchenstandorte	HTS1=1
BUS1	Bodensaurer Buchenwald	HTB1=1
BUS2	Bodensaurer Buchenwald, incl. Jungbeständen und Schlagflächen	HTB2=1
BB	Basenreicher Buchenwald (AF, HF, CF)	HTB1=3 (=HTB2=3)
LF	Luzulo-Fagetum	HT=110
LFBL	LF einschließlich sehr blockreicher Varianten	HT=110+150
AF	Asperulo-Fagetum	HT=120
HF	Hordelymo-Fagetum	HT=130
HFE	HF, Edellaubholz-reich	HT=131
CF	Seggen-Orchideen-Buchenwald (Carici-Fagetum)	HT=140

Neben den Haupt-Buchenwald-Typen LF, AF, HF und CF wurden einige standörtliche oder durch die Bestockung definierte „Sonderformen“ als Nebenformen unterschieden, bei der HTG-Bildung aber den Haupttypen bereits auf der ersten Aggregationsstufe zugeordnet, wie etwa „BL“ als blockreicher Buchenwald (ab Stufe 3 in der Skala der Blocküberlagerung, „stark blockig“) bzw. „AFB“ bzw. „HFE“ als edellaubholzreiche Varianten des AF und HF.

3.2.2. Datengrundlage

Den Auswertungen liegen zahlreiche eigene Aufnahmen, u.a. aus Naturwaldreservaten, zugrunde, sowie ebenfalls in erheblichem Umfang Fremddaten. Buchenwälder sind in der Datenbank, auch entsprechend ihrer weiten Verbreitung und dominanten Rolle in der hpnV, mit 152 Probestellen vertreten, verteilt auf alle Regionen. Der aktuellen Verbreitung von Buchenwäldern entsprechend, liegt ein erheblicher Anteil in der submontan Stufe oder höher.

Orchideen- bzw. Seggen-Buchenwälder (CF) treten in Bayern meist nur kleinflächig und in Durchdringungskomplexen mit dem Hordelymo-Fagetum (HF) auf, deren genaue Grenzziehung in der vegetationskundlichen Praxis z.T. recht unterschiedlich gehandhabt wird. Hier wurde einer eng gefassten Definition gefolgt, die auf tiefgründigeren Standorten stockende, „Fagetum nudum“-Varianten zum HF stellt, und nur sehr flachgründige, trocken-warme Varianten zum CF (s.o.). Wegen der großen Seltenheit solcher Flächen, und häufig auch nur in Form von Kleinstvorkommen auf Felsköpfen u.ä., ist die Datenbasis sehr gering und erlaubt bestenfalls ein Schlaglicht.

Die nach Habitattypen und Regionen aufgeschlüsselte Datengrundlage kann Tabelle 3.2. und 3.3. entnommen werden.

Tab. 3.2.: Datengrundlage, nach Habitattypen

HT	LF	BL	AF	AFB	HF	HFE	CF	Sa.
Anz.	68	11	48	3	16	5	1	152

Tab. 3.3.: Datengrundlage, nach Regionen

Reg	N1	N2	N3	O1	O2	O3	S1	S2	S3	Sa.
Anz.	17	7	28	18	28	19	11	6	18	152

Einen Überblick über die Buchenwald-typische Laufkäferfauna Mitteleuropas hat Müller-Kroehling (2009) und Müller-Kroehling (2010) vorgelegt.

3.2.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.2.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

Die Stetigkeitswerte der in Buchenwäldern nachgewiesenen Arten, sind in Tabelle 3.4. absteigend sortiert nach der Stetigkeit in allen Buchenwäldern (Konvolut BU) aufgelistet.

Tab. 3.4.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Buchenwäldern insgesamt oder einem oder mehreren der untersuchten Buchenwald-Habitattypen, in %; sortiert nach absteigender Stetigkeit über alle Buchenwald-Typen; auf die Darstellung des einzigen einbezogenen CF wurde verzichtet (N=Anzahl der Probeflächen)

Art	Areal-restr.	BU	LF	AF	HF	HFE	BB	LFBL
N		153	68	51	16	5	74	79
<i>Abax parallelepipedus</i>		93	90	98	100	100	99	89
<i>Pterostichus burmeisteri</i>		92	90	92	94	100	93	91
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		75	79	84	50	40	72	77
<i>Carabus auronitens</i>		55	69	53	13	0	39	70
<i>Cychrus attenuatus</i>		53	60	55	13	0	42	63
<i>Abax ovalis</i>		50	38	61	56	80	62	38
<i>Carabus nemoralis</i>		47	35	61	63	80	62	33
<i>Carabus coriaceus</i>		46	24	67	81	100	73	20
<i>Notiophilus biguttatus</i>		33	44	29	13	0	24	42
<i>Abax parallelus</i>		33	18	49	69	40	53	15
<i>Trichotichnus laevicollis</i>		32	31	39	19	20	32	32
<i>Molops piceus</i>		34	24	39	69	80	49	20
<i>Molops piceus</i> (s.str.)		30	21	33	69	80	43	18
<i>Molops elatus</i>		28	4	49	75	40	54	4
<i>Carabus glabratus</i>		25	41	12	0	0	8	41
<i>Carabus linnei</i>	X	48	56	0	0	n.a.	0	55
<i>Carabus intricatus</i>		14	10	14	25	40	18	11
<i>Carabus sylvestris</i>	X	29	29	33	0	n.a.	33	29
<i>Cychrus caraboides</i>		12	9	16	0	40	15	9

In Tabelle 3.5. sind die Arten höherer Treue ($\geq 30\%$) für Buchenwälder aufgeführt.

Tab. 3.5.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Buchenwälder (in %)

Art	TS_BU	TI_BU	Anmerkungen
<i>Leistus spinibarbis</i>	100	100	
<i>Ocys quinquestriatus</i>	100	100	Einzelnachweis
<i>Molops piceus austriacus</i>	100	100	Kritische (Unter)Art, nur Weibchen sicher unterscheidbar
<i>Aptinus bombardia</i>	100	100	Sehr beschränktes Areal
<i>Carabus intricatus</i>	69	69	
<i>Cychrus attenuatus</i>	48	64	
<i>Dromius agilis</i>	20	60	Arboricole Art
<i>Notiophilus rufipes</i>	22	55	
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	45	54	
<i>Abax ovalis</i>	40	50	
<i>Dromius fenestratus</i>	33	44	Arboricole Art
<i>Carabus linnei</i>	36	40	
<i>Trichotichnus nitens</i>	22	40	
<i>Abax parallelepipedus</i>	29	37	
<i>Carabus violaceus</i> (s.l.)	28	37	
<i>Carabus coriaceus</i>	27	36	

<i>Molops piceus</i> (s.str.)	35	36	
<i>Molops piceus</i>	35	35	
<i>Molops elatus</i>	37	34	
<i>Carabus auronitens</i>	29	34	
<i>Acupalpus meridianus</i>	50	33	
<i>Philorhizus notatus</i>	33	33	
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	33	33	Arboricole Art
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	22	33	
<i>Pterostichus unctulatus</i>	19	31	
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	32	30	
<i>Harpalus atratus</i>	43	14	
<i>Asaphidion curtum</i>	33	20	
<i>Molops piceus</i> (s.l.)	31	15	
<i>Carabus scheidleri</i>	30	13	

Für *Aptinus bombardata* liegen aus dem in Bayern sehr kleinen Areal (Teilfläche von O3) nicht genügend Probeflächen vor, in denen die Art sicher zu erwarten ist. Für die ssp. *austriacus* von *Molops piceus* ist wegen Übergangsformen und schwieriger Unterscheidbarkeit der Männchen b.a.W. eine separate Auswertung nur unvollständig möglich.

Die Tabellen 3.6. bis 3.8. listen die Arten mit $\geq 30\%$ Treue für die Buchen-Habitattypen des Luzulo-Fagetum (LF), Asperulo-Fagetum (AF) und des Hordelymo-Fagetum (HF) auf.

Tab. 3.6.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für das LF (in %)

Art	TS_LF	TI_LF	Anmerkungen
<i>Molops piceus austriacus</i>	100	100	Kritisches Taxon
<i>Cychrus attenuatus</i>	30	40	
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	23	36	
<i>Carabus linnei</i>	36	40	
<i>Dromius fenestratus</i>	33	44	Arboricole Art
<i>Carabus violaceus</i> (s.l.)	28	37	
<i>Dromius agilis</i>	20	60	Arboricole Art
<i>Asaphidion curtum</i>	33	20	Kritisches Taxon

Tab. 3.7.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für das AF (in %)

Art	TS_AF	TI_AF	Anmerkungen
<i>Leistus spinibarbis</i>	100	100	
<i>Aptinus bombardata</i>	100	100	
<i>Leistus nitidus</i>	50	60	
<i>Acupalpus meridianus</i>	50	33	Sh. Text
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	33	33	Arboricole Art
<i>C. violaceus purpurascens</i>	19	33	

Tab. 3.8.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für das HF (in %)

Art	TS_HF	TI_HF
<i>Ocys quinquestriatus</i>	100	100
<i>Philorhizus notatus</i>	33	33
<i>Notiophilus rufipes</i>	22	55

Die drei Listen sind alle recht kurz und enthalten zudem einige kritische Taxa und arboricole Arten. Nur *Cychrus attenuatus*, *Pterostichus burmeisteri* und *Carabus linnei* sind verbreitete Waldarten und weisen eine relativ hohe Treue für das Luzulo-Fagetum auf, wobei die Treue auf Individuen-Basis größer als jene auf Probefläche-Basis ist, was eine hohe Affinität zu diesem Lebensraum nahelegt.

3.2.3.2. Ordination mittels DCA

In Abbildung 3.3. ist der von Buchenwäldern eingenommene Ordinationsraum in der DCA hervorgehoben.

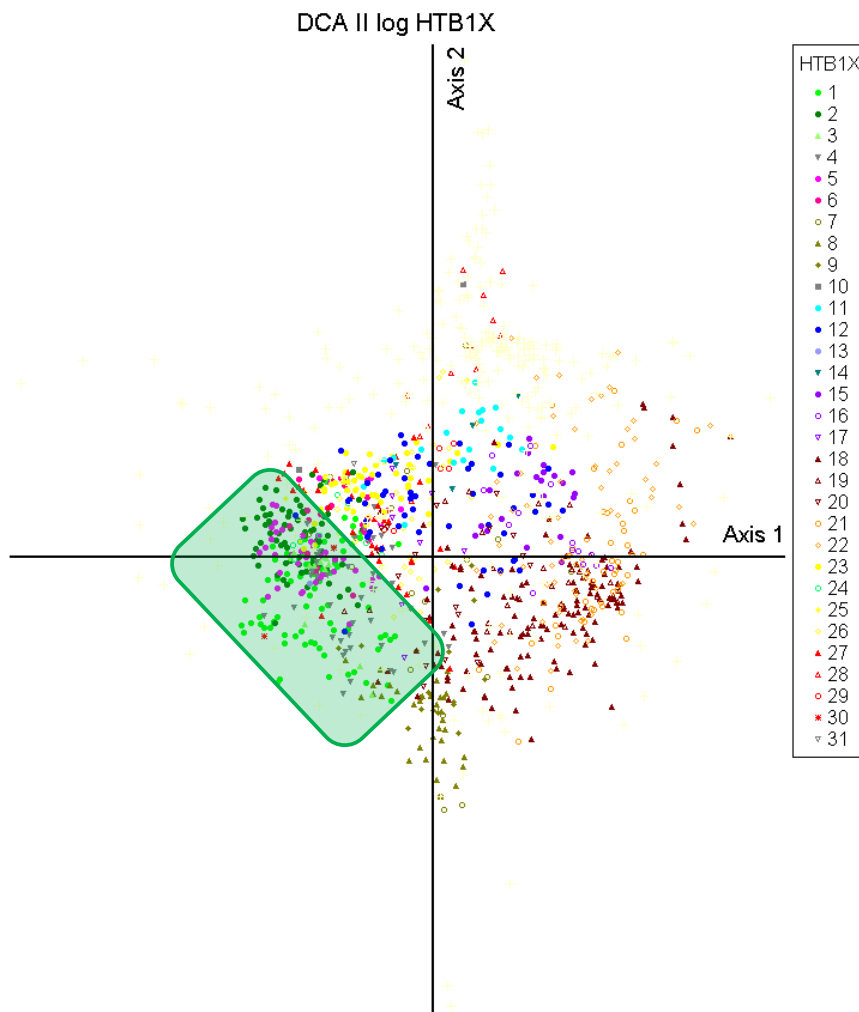


Abb. 3.3.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. auch Abb. 3.1.; Bereich mit Lage der Buchenwälder hervorgehoben.

In der DCA stellen die Buchenwälder einen recht kompakten, wenn auch ausgedehnten Bereich dar, der vollständig im linken Teil des Diagrammes zu liegen kommt, der überwiegend den terrestrischen Wäldern entspricht. Im linken oberen Quadranten liegen die basenreichen Buchenwälder (dunkelgrüne Kreise), und zeigen ein hohes Maß an Überschneidung mit den Schluchtwäldern (pinkfarbene Kreise). Die bodensauren Buchenwälder (hellgrüne Kreise) sind im linken unteren Quadranten konzentriert und zeigen Überschneidungen mit Fichtenforsten, nehmen aber ansonsten zumindest teilweise einen von keinem anderen natürlichen Habitattyp überschrittenen, d.h. eigenen Ordinationsraum ein. Im äußersten unteren Bereich des grün markieren Buchenwald-Ordinationsraumes überschneiden sich die bodensauren Buchenwälder (hier als Bergmischwälder) in einem gewissen Umfang auch mit den Hochlagen-Fichtenwäldern (olivgrüne Dreiecke).

Die Ordinationsergebnisse der einzelnen verfahrensselektierten Arten finden sich für die Buchenwälder in der Anlage A.3.1. Beispielhafte Arten mit typischen Ordinationsbildern werden im Folgenden dargestellt und besprochen.

Die Ordination zeigt zwei große Gruppen von Ordinationsbildern: Arten mit ausgedehnten, zahlreiche Punkte und stets mehrere Habitattypen umspannenden Punktwolken, und Arten mit deutlich weniger Fundpunkten, die sich z.T. auch recht stark auf Buchenwälder konzentrieren. Die Kombination einer häufigeren Art mit zugleich starker Konzentration auf Buchenwälder ist hingegen nicht realisiert.

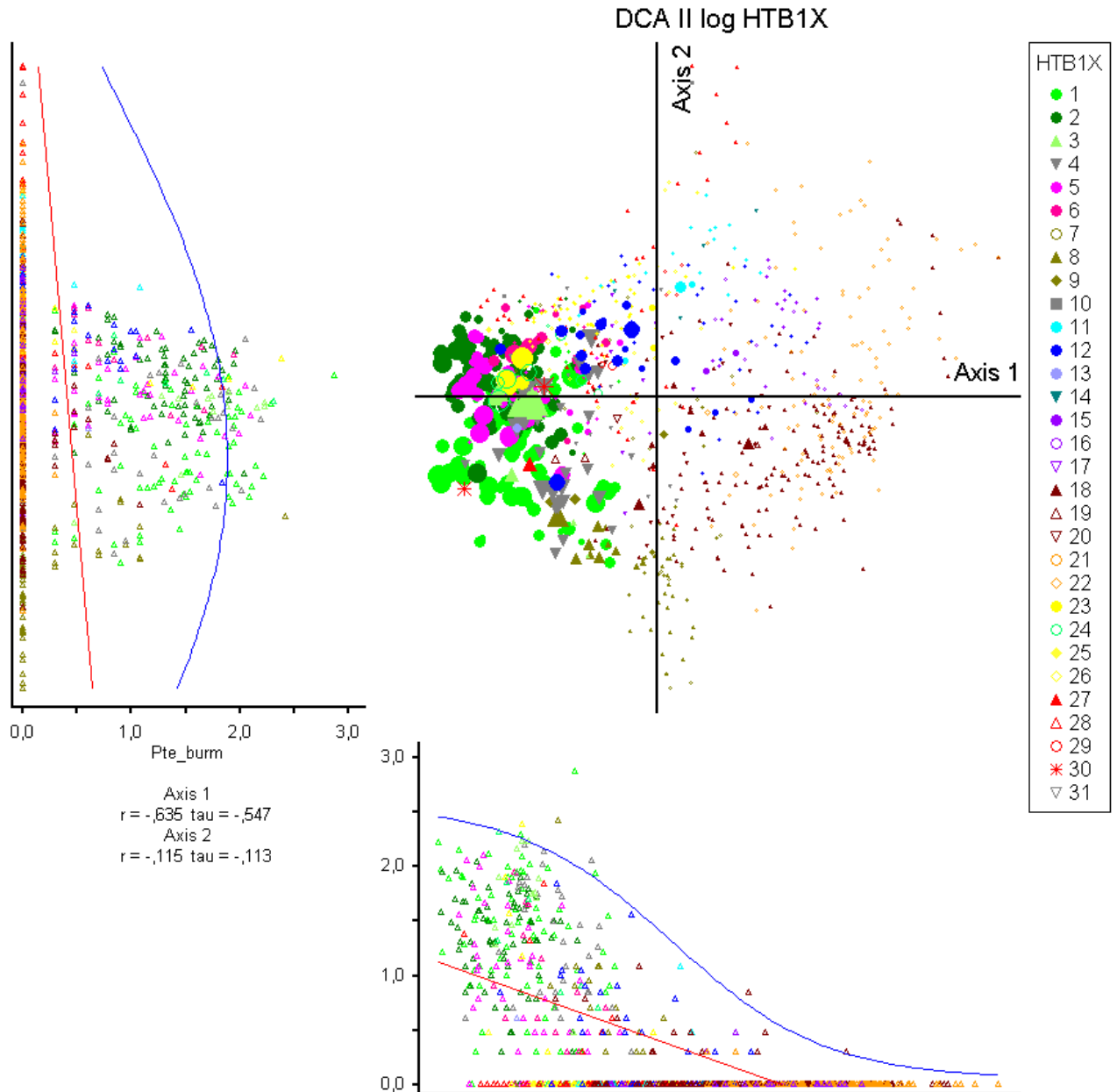


Abb. 3.4.: DCA für *Pterostichus burmeisteri*

Pterostichus burmeisteri (Abb. 3.4.) weist eine sehr deutliche Häufung in der linken Hälfte des Ordinationsdiagrammes auf, ja eine weitestgehende Beschränkung darauf. Entsprechend steil fällt die untere der beiden Kurven in diesem Bereich ab. Die beiden linken Quadranten werden hingegen fast gleichstark eingenommen. Buchenwälder (Grüntöne) überwiegen bei weitem, doch auch in Schluchtwäldern ist die Art sehr präsent. Weitere Vorkommen sind in Eichen-Hainbuchenwäldern, Bachauwäldern und Hochlagen-Nadelwäldern zu verzeichnen, doch in wesentlich geringerem Umfang. Eine deutliche Präferenz für bodensaure (hellgrün, linker unterer Quadrant) oder basenreiche Buchenwälder (dunkelgrün, linkerer oberer) ist nicht gegeben.

Anders ist dies bei *Molops elatus* (Abb. 3.5.). Diese Art kommt in verschiedenen Waldtypen vor, die jedoch fast alle im linken oberen Quadranten liegen, und denen eine gute Basenausstattung gemeinsam ist (v.a. basenreiche Buchenwälder und Schluchtwälder). Vorkommen im sauren Flügel fehlen ebenso wie solche auf der die Feuchthabitate enthaltenden rechten Seite des Ordinationsdiagrammes.

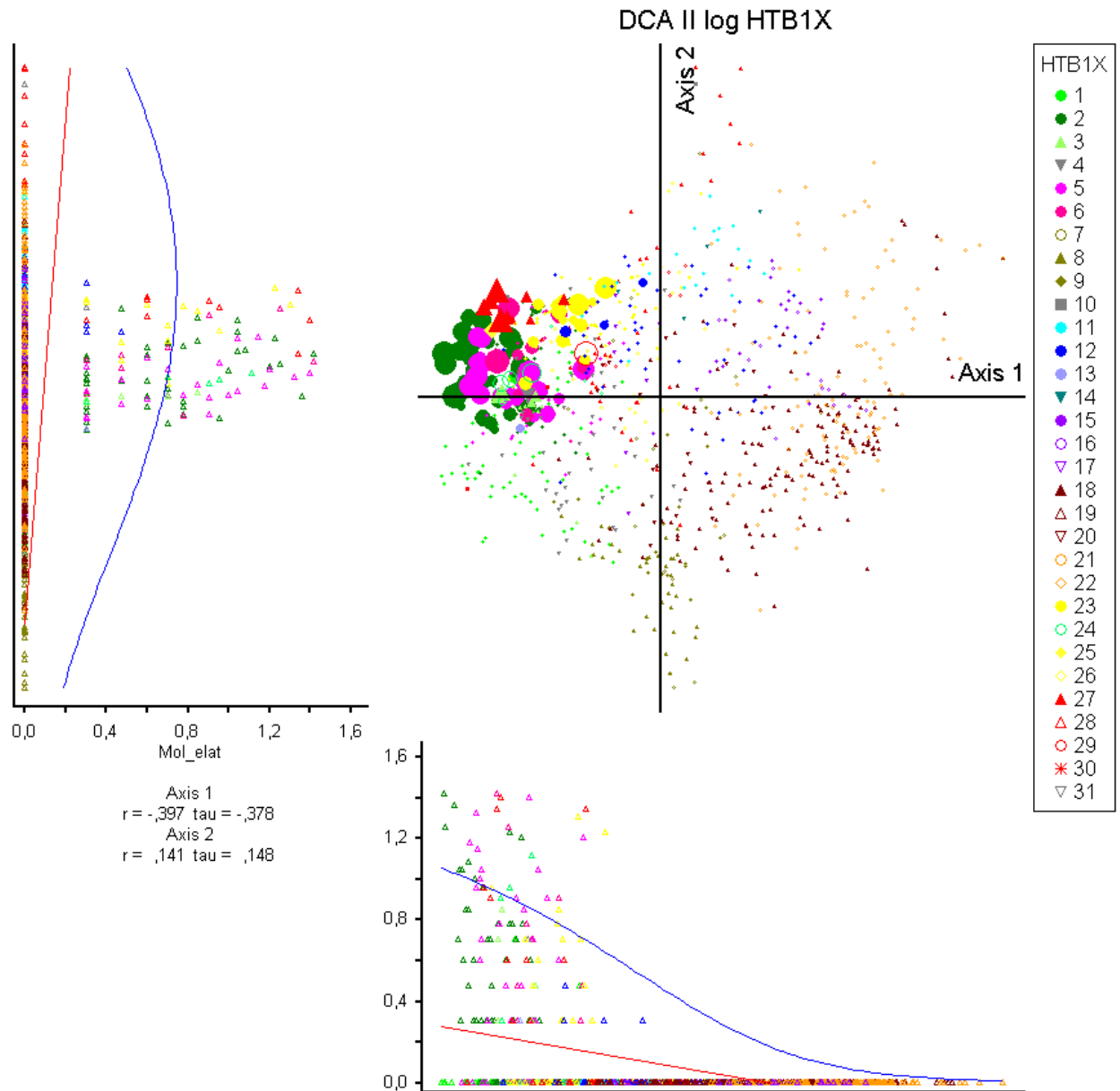


Abb. 3.5: DCA für *Molops elatus*

Auch *Trichotichnus laevicollis*, *Carabus intricatus* und *C. coriaceus* (vgl. Anlage 3) lassen eine ähnliche Konzentration auf basenreichere Landwälder wie besser nährstoffversorgte Buchenwälder erkennen.

Carabus linnei (Abb. 3.6.) ist das Gegenstück zu diesem Ordinationsbild für den sauren Flügel. Diese Art weist eine merklich Häufung der Vorkommen im linken unteren Quadranten auf, d.h. bevorzugt offenbar saure Buchenwälder, kommt daneben aber vereinzelt auch in Schluchtwäldern, Fichtenforsten und Hochlagen-Fichtenwäldern vor.

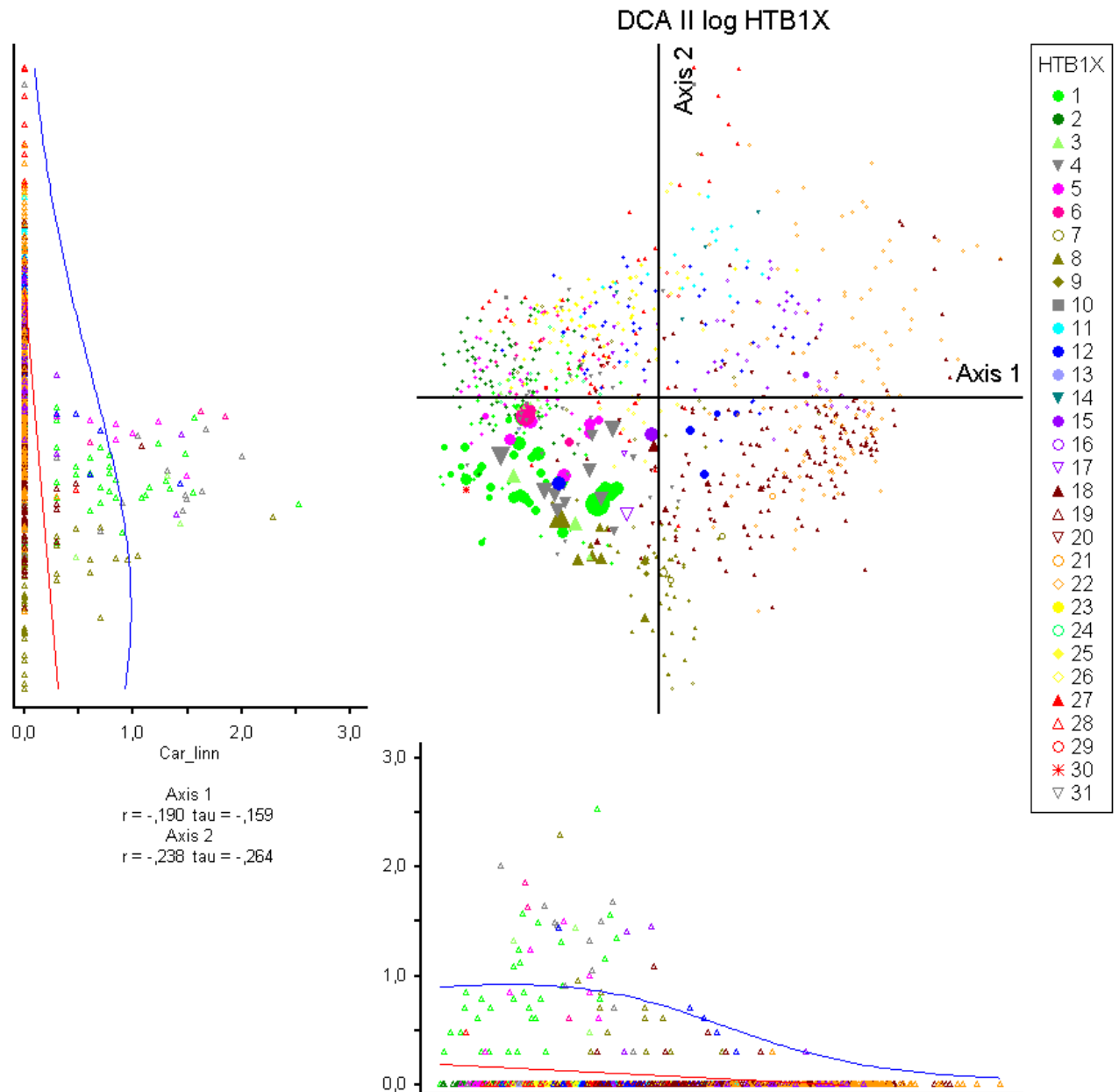


Abb. 3.6.: DCA für *Carabus linnei*

Auch *Carabus auronitens*, *C. glabratus* und *Cychrus attenuatus* (vgl. Anlage 3) lassen eine ähnliche Konzentration auf saure Landwälder wie insbesondere auch saure Buchenwälder erkennen. Bei manchen Arten wie *Notiophilus biguttatus* ist dies lediglich innerhalb der Buchenwälder der Fall, und in anderen Waldtypen (wie Eichen-Hainbuchenwäldern) werden auch Wälder im linken oberen Quadranten regelmäßig besiedelt.

Einige Arten zeigen keine ganz klar umrissene Zuordnung, sondern kommen - mit wenigen Fundpunkten insgesamt - im Bereich der Grenzlinie beider linken Quadranten vor (*Leistus spinibarbis*, *Aptinus bombardaria*, *Pterostichus unctulatus*). Dem Ordinationsbild zufolge präferieren diese Arten Wälder vom Typ des Asperulo-Fagetums, im Gegensatz zum Luzulo- auf der einen und dem Hordelymo-Fagetum auf der anderen, doch schränkt die geringe Zahl von Nachweisen und damit Punkten im Ordinationsdiagramm die Verlässlichkeit dieser Einschätzung ein.

3.2.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

In der HTS1 und HTB1 sind bodensaure und basenreiche Buchenwälder getrennt, in der HTB1X ferner Buchen-Fichten-Mischtypen, die je nach Lage in Bayern und Höhenlage unterschiedlich stark eine Nadelbaum-Beimischung natürlicherweise aufweisen. Die ISA mit der HTS2 fasst alle Buchenwald-Standorte zusammen. In der HTB2 sind die basenreichen Buchenwälder und die Nadelholz-überprägten Varianten von den bodensauren Buchenwäldern getrennt. Schlagflächen und Jungbestände sind im Zweifelsfall zu den bodensauren Buchenwäldern gestellt, da es auf Schlagflächen durch den verstärkten Humusabbau zu einer Versauerung kommen kann (Irslinger 1997). In der HTB3 sind Buchen-, Buchen-Misch- und Schluchtwälder zusammengefasst, gegenübergestellt den Nadelforsten auf Buchenstandorten. Die ISA auf HT-Basis erfolgt (wie bei allen Landhabitat-Habitattypengruppen) im Landhabitat-Datensatz (s.o.).

Die spezifischen Ergebnisse der ISA für Buchenwälder werden in Tabelle 3.9. aufgeführt.

Tab.: 3.9.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Buchenwälder und Konvolute (nach dem maximalen Testkonvolut sortiert)

ISA	HT	HTS1	HTB1	HTS2	HTB2	HTB3	HTB3
Beschreibung	Innerhalb der Landhabitate (LH)	sauer/basisch getrennt	sauer/basisch getrennt	Bu-Standorte zusammen	sauer/basisch getrennt	Bu + Schluchtw. zusammen	Nadelforste
Relevante unterschiedene Einheiten	LF, AF, CF	BB, BSS	BB, BUS; NDF, DGL	BUST	BB, BUS, NDF	S+B	NDF
S+B							
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	AF: 9,9 (0,06)	BB: 13,8 (0,02)	(DGL: 14,7 (0,02))	31,2 (0,04)		35,8 (0,01)	
<i>Cychrus attenuatus</i>			BB: (Trend: 15,4; 0,06)			30,8 (0,03)	
<i>Trichotichnus laevicollis</i>						(Trend: 12,2; 0,09)	
<i>Carabus irregularis</i>						(Trend: 6,2; 0,09)	
<i>Pterostichus transversalis</i>						(Trend: 1,7; 0,1)	
Basenreiche Buchenwälder							
<i>Abax ovalis</i>			BB: (Trend: 13,6; 0,1)			(Trend: 20,4; 0,08)	
<i>Abax parallelepipedus</i>			BB: (Trend: 8,5; 0,1)		BB: (Trend: 13,7; 0,08)	(Trend: 21,8; 0,08)	
<i>Carabus auronitens</i>			BB: (Trend: 12,6; 0,08)				
<i>Molops elatus</i>					BB: (Trend: 15,7; 0,08)	(Trend: 12,4; 0,08)	
NDF							
<i>Carabus glabratus</i>			(NDF: 16,7 (0,02))		NDF: (Trend: 13,7; 0,1)		17,9 (0,05)
<i>Diachromus germanus</i>							1,9 (0,05)
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>							(Trend: 19,5; 0,08)
<i>Notiophilus biguttatus</i>							(Trend: 17,2; 0,1)
<i>Carabus linnei</i>							(Trend: 12,0; 0,08)
<i>Pterostichus unctulatus</i>							(Trend: 8,8; 0,1)
<i>Bembidion humerale</i>							(Trend: 3,1; 0,09)
<i>Dromius agilis</i>							(Trend: 3,0; 0,08)
<i>Stenolophus teutonius</i>							(Trend: 2,5; 0,09)

Mit *Pterostichus burmeisteri* erreicht nur eine Art einen signifikanten Testwert für Buchenwälder und die von ihnen mitgeprägten Konvolute. Selbst für diese Art wird jedoch der höchste ISA-Testwert in der gemeinsam von Buchen- und Schluchtwäldern gebildeten Gruppe auf Ebene der HTB3 erreicht, ebenso für *Cychnus attenuatus* als zweiter Art mit signifikantem Testwert. Es sind dies die einzigen zwei Arten, die in der ISA überhaupt für von Buchenwäldern maßgeblich mitgeprägte Konvolute in der ISA signifikant testen. Vier Arten zeigen durch Trend-Werte Affinität zu basenreichen Buchenwäldern, keine Art zu bodensauren. Wohl aber errechnen sich für zwei Arten (und mehrere Arten als Trendwerte) signifikante Testwerte für Nadelforste.

3.2.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.1. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Buchenwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

3.2.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.10. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren in Bezug auf das Konvolut aus Schlucht- und Buchenwäldern (S+B) gegenüber.

Tab. 3.10.: Vergleichende Übersicht der verfahrenselektierten Arten für das Konvolut aus Schlucht- und Buchenwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	S+B	387,0978	LF	BUST>MIN>LBW>BUS2>BSS	S+B	31,2 (0,04)
<i>Cychnus attenuatus</i>	S+B	262,7127	LF	BUS2>BUST>BUS1>BSS>MIN	S+B	30,8 (0,03)
<i>Abax ovalis</i>	S+B	217,0757	AF	LBW>BUST>BB>SIWS>MIN		
<i>Molops elatus</i>	S+B	133,9495	HF	(BB>LBW>SIWS>MIN>SIES)		
<i>Carabus auronitens</i>	S+B	95,8932	LF	(MIN>BSS>BUS2>BUST>BUS1)		
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	S+B	82,7824	AF	MIN>SIWS>LBW>BUST>SIES		

Immerhin sechs Arten haben für dieses Aggregat die höchste Affinität, darunter auch *Pterostichus burmeisteri* mit einem sehr hohen Wert. Für zwei davon ist dies auch in der ISA der höchste Testwert. Mit *Pterostichus burmeisteri* hat nur eine Art gleichzeitig hohe Stetigkeits- und Treue-Werte für Buchenwälder. Dennoch wird auch diese Art in beiden Testverfahren dem zusammen mit den Schluchtwäldern gebildeten Aggregat zugeordnet. Dies erklärt sich dadurch, dass die Stetigkeit im Schluchtwald kaum geringer ist.

Tabelle 3.11. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren in Bezug auf Buchenwälder gegenüber. Testergebnisse, die die Art in Beziehung zu Buchenwäldern oder einem speziellen Buchenwald-Typ setzen, sind grün hervorgehoben.

Tab. 3.11.: Vergleichende Übersicht der verfahrenselektierten Arten für Buchenwald (versch. Ebenen); grün=höchster Testbezug zum Buchenwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Carabus intricatus</i>	BB	47,3490	HF	BUST>S+B>HF>LBW>MIN		
<i>Leistus spinibarbis</i>	AF	35,7458	AF	BB>S+B>BUST		
<i>Aptinus bombarda</i>	AF	17,8531	AF	BB>(S+B)		
<i>Philorhizus notatus</i>	HF	17,2479	HF	LBW>(S+B)		

<i>Carabus linnei</i>	BUS2	91,2850	LF	(BUS1>BSS>LF>S+B>BUST)		
<i>Carabus glabratus</i>	BSS	73,7413	LF	BUS2 >BUS1>LF >BUST>S+B		
<i>Pterostichus unctulatus</i>	BSS	33,9345	-	(BUST>BUS2>LH>S+B>(AF))		
<i>Carabus coriaceus</i>	LBW	98,1352	AF	(MIN>BB>S+B>BUST >EI)		
<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN	308,79	AF	(LBW>S+B>BUST>WS>LH)		
<i>Notiophilus biguttatus</i>	MIN	71,4880	LF	(BSS>BUST>LITR>LH>SSW)		

Die Chi²-Testwerte sind insgesamt nicht sehr hoch. Keine Art verfügt zugleich über hohe Stetigkeit und Treue für Buchenwälder, zumindest nicht in einem Umfang, der über den entsprechenden Werten für das Konvolut aus Buchen- und Schluchtwäldern liegt. Die Arten hoher Stetigkeit (vgl. Tabelle 3.4.) weisen geringe Treue-Werte, die Arten hoher Treue geringe Stetigkeitswerte (Tabellen 3.5. bis 3.8.) auf. Nur sehr wenige Arten wie *Carabus linnei* verfügen über mäßig hohe Stetigkeit und zugleich Treue, besitzen also eine regelmäßige Präsenz in und Affinität zu Buchenwäldern. Keine der Arten wird jedoch vom ISA-Verfahren als Buchenwald-CA ausgeschieden, und auch die Chi²-Werte sind für stark aggregierte Ebenen (Buche+Schlucht zusammen, Laubwälder, Wälder mineralischer Standorte) für die meisten der Arten am höchsten. Alle Arten dieser Gruppe haben aber zumindest den höchsten Chi²-Wert auf HT-Ebene für Buchen-Habitate, mit Ausnahme von *Molops piceus*, der für das Galio-Carpinetum (GC) den höchsten HT-Wert erreicht (vgl. Anlage 4 und siehe beim Eichenwald). Bodensaure Buchenwälder (BS bzw. BSS) oder basenreiche Buchenwälder (BB) bzw. bestimmte zu diesen gehörende HT (AF, HF) weisen jeweils einige wenige Arten bzw. eine Art mit höchster Affinität auf. In der ISA wird wie dargestellt keine Art einem Buchenwald-HT oder entsprechenden Konvoluten zugeordnet.

Ein Teil der Arten wie *Leistus spinibarbis* weist hohe Treue bei geringer Stetigkeit auf. Hierunter fallen Arten, die wohl aufgrund ihrer Thermophilie nur einen Teil Bayerns besiedeln, wie neben *L. spinibarbis* beispielsweise auch *Notiophilus rufipes*. Da sie in den nicht-wärmebegünstigten Bereichen Bayerns fehlen, erreichen sie nur geringe Stetigkeitswerte.

3.2.3.6. Zusammenfassung der Chi²-Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

In Tabelle 3.12. sind die Ergebnisse der Tests und der Literaturreferenzierung für das Konvolut aus Schlucht- und Buchenwald (S+B) aufgeführt, und aus beiden die Charakterarten und charakteristischen Arten abgeleitet.

Tab. 3.12.: Charakteristische Arten des Konvoluts aus Schlucht- und Buchenwäldern

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höchster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewertung
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	S+B	387,0978	LF	<	<	+	N	++	C
<i>Cychrus attenuatus</i>	S+B	262,7127	LF	+	+	+	N	++	C
<i>Abax ovalis</i>	S+B	217,0757	AF	+	+	+	N	++	C
<i>Molops elatus</i>	S+B	133,9495	HF	+	>	+	N	++	C
<i>Carabus auronitens</i>	S+B	95,8932	LF	+	+	+	N	++	C
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	S+B	82,7824	AF	+	+	+	N	++	C

Die Testwerte sind eher hoch bis sehr hoch, die Übereinstimmung mit der Literatur gut. Alle sechs Arten können als Charakterarten der Buchen- und Schluchtwälder gelten.

Tabelle 3.13. listet die Arten mit Maximalbezug zu Buchenwäldern verschiedener Aggregationsstufen laut Chi²-Test und Literaturreferenzierung auf. In der rechten Spalte ist angegeben, ob die Art laut Prüfalgorithmus eine Eigenschaft als Charakterarten zukommt.

Tab. 3.13.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Buchenwälder

Art	Chi ² (max.)	Testwert	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Carabus intricatus</i>	BB	47,3490	HF	>	>	+	N	+	
<i>Leistus spinibarbis</i>	AF	35,7458	AF	>	>	N	X	+	
<i>Aptinus bombardata</i>	AF	17,8531	AF	(+)	>	N	N	K	?
<i>Philorhizus notatus</i>	HF	17,2479	HF	>	>	N	X	N	
<i>Carabus linnei</i>	BUS2	91,2850	LF	<>	>	+	N	++	C
<i>Carabus glabratus</i>	BSS	73,7413	LF	+	>	+	N	+	
<i>Pterostichus unctulatus</i>	BSS	33,9345	-	>	>	N	N	+	
<i>Carabus coriaceus</i>	LBW	98,1352	AF	+	+	+	N	+	
<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN	308,79	AF	+	+	+	N	+	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	MIN	71,4880	LF	+	+	K	N	N	

Einzig *Carabus linnei* erfüllt die Voraussetzungen für die Einstufung als Charakterart des bodensauren Buchenwaldes. Einige verbreitete und hoch stetig auftretende Arten haben zu stärker aggregierten Gruppen wie Laubwäldern (so *Carabus coriaceus*) oder Wäldern auf mineralischen Standorten allgemein (so *Abax parallelepipedus*, *Notiophilus biguttatus*) ihre höchste Affinität. Sie sind in der Tabelle nur soweit aufgeführt, als sie zumindest ihren höchsten HT-Testwert für einen Buchenwald-HT erreichen. Dieser Wert legt nahe, dass der entsprechende HT zumindest ein besonders günstiges Habitat darstellt, wenn die Art auch hierfür nicht als Charakterart gelten kann.

Bei einigen der sehr selten nachgewiesenen oder nur über sehr kleine Areale in Bayern verfügende Arten ist aufgrund der Literatur eher von Artefakten in Bezug auf den Zusammenhang mit der ausgewiesenen Gruppe auszugehen, so etwa bei *Philorhizus notatus*, zumal diese Art auch in Kulturhabitaten außerhalb des Waldes auftreten kann, was auch auf *Leistus spinibarbis* zutrifft. Da *Aptinus bombardata* am absoluten Arealrand möglicherweise deutlich stenöker reagiert als im Hauptverbreitungsgebiet, und bestimmte Faktoren die weitere Ver- bzw. Ausbreitung zu limitieren scheinen, ist das Ergebnis zwar nicht unplausibel, bedürfte aber der weiteren Überprüfung.

Für *Carabus intricatus* ist das Vorkommen in anderen Waldtypen wie Trockenwäldern, aber auch Kiefernforsten der Grund, die Art nicht als Charakterart basenreicher Buchenwälder einzustufen. *Carabus glabratus* wird wohl zutreffender Weise für bodensaure Buchenstandorte maximal getestet, doch erscheint eine Eigenschaft als Charakterart für ein Standorts-geprägtes Konvolut nur bedingt sinnvoll.

Alle relevanten Arten werden durch die Chi²-Tests identifiziert. Keine zusätzliche Art ist aus der ISA kommend als Charakterart zu prüfen oder zu ergänzen, da dort keine Art ihren höchsten IndVal für Buchenwälder erzielt.

In Abbildung 3.11. (im Abschnitt Schluchtwald) sind die Arten bei den Einheiten der jeweils höchsten Chi²-Testwerte in die schematische Darstellung der Buchenwald-Habitattypen und -konvolute eingetragen.

3.2.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Buchenwälder mit Buchen-Dominanz neigen selbst auf basischem Ausgangsgestein zur Bildung gerbsäurereicher Streuaufgaben und Moderpakete infolge gehemmter Zersetzung und dem durch die glatte Rinde bedingten, sauren Stammablauf (Elling et al. 2007). Sie können dann auch für säurepräferente Arten Lebensbedingungen bieten, so etwa für *Carabus problematicus* im Orchideen-Buchenwald des Thüringer Muschelkalks (Dunger et al. 1980) oder für *Pterostichus aethiops* in der Frankenalb (vgl. Detsch 1999). Buchenrein- und -dominanzbestände, wie sie sich beispielsweise durch Naturwaldentwicklung oder Schirmschlagwirtschaft einstellen, wirken daher „homogenisierend“ auf die Standortsbedingungen (Müller-Kroehling et al. 2014a).

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Edellaubholzreiche Buchenwälder (Habitattypen AFB, HFE) verfügen im Grundsatz häufig nicht über eine grundlegend andere Fauna als basenreiche Buchenwälder. Die Zuordnung der natürlichen Linden-Buchenwälder zu den Schlucht- oder Buchenwäldern wurde in der Vegetationskunde diskutiert, wobei Moor (1968) dafür plädierte, sie zu den Buchenwäldern zu stellen. Eigene Ergebnisse sprechen dafür, dass dies zutrifft, da die hoch spezialisierten Arten der Schluchtwälder (vgl. Kapitel 3.3.) in der Regel nur dann auftreten, wenn der Standort so extrem ausgeprägt ist, dass die Buche deutlich zurücktritt.

Im **Bergmischwald** mit seinem „Dreiklang“ aus Buche-Tanne-Fichte löst sich die Dominanz der Buche zum Teil mit zunehmender Höhenlage zugunsten von Tanne und schließlich v.a. der Fichte auf, z.T. auch dem Bergahorn, mit dem zusammen sie (u.a.) den Bergahorn- oder Hochstauden-Buchenwald bildet (z.B. Moor 1975b). Einige der Arten wie *Pterostichus unctulatus* sind hoch gelegenen Buchenwäldern und subalpinen Fichtenwäldern gemeinsam (vgl. auch Kühnelt 1944). Die meisten montanen Arten der Buchenwälder scheinen auch mit einer angereicherten Nadelholz-Beteiligung der Bestockung zurechtzukommen, so selbst stenöke Arten wie *Carabus linnei*, der im Konvolut der Nadelforste die selbe Stetigkeit von 48% erreicht wie in dem aller Buchenwälder. Andererseits können in strukturarmen Nadelholz-Reinbeständen auf sauren Substraten selbst solche in fast allen Waldtypen häufigen Arten wie *Abax parallelepipedus* zum Teil fehlen, was mit dem Verlust der Regenwurmfauna durch starke Versauerung erklärbar ist (Befund aus der WKS „Rothenkirchen“).

Orchideen-Buchenwälder sind in Bayern überwiegend nur kleinflächig ausgeprägt (s.o.), so dass das vorliegende Datenmaterial keine eigenen Auswertungen hierzu zulässt. Aufnahmen aus dem HT im Thüringer Muschelkalkgebiet (Dunger et al. 1980) und der Schwäbischen Alb (Scheurig et al. 1996), wo der Habitattyp jeweils verbreiteter ist, ergaben überwiegend eine relativ artenarme Waldfauna mit „normalen“ Arten der Buchen- und Laubwälder (wie *P. burmeisteri* und *A. parallelus*), und einigen eher wärmeliebenden Elementen wie *Carabus ulrichii* und *Leistus rufomarginatus*). Wahrscheinlich verhindern sowohl der auch in diesem Waldtyp realisierte dichte Bestandsschatten der Buche als auch die ebenfalls häufig auch hier ausgeprägte Laubstreulage das stärkere Vorkommen helio- und thermophiler Wald-Offenland-Arten, selbst wenn diese in umliegenden **Trockenrasen** (z.B. bei Dunger et al. 1980) vorhanden sind.

Dieser Habitattyp steht vielfach im räumlichen Kontakt mit **Kalkfelsen**, einem meist nur kleinflächig realisierten Kontakthabitat der Buchen-, Schlucht- und Eichen-Trockenwälder, über das ebenfalls im Rahmen vorliegender Arbeit keine Aussagen möglich sind. Eine Präferenz für Waldhabitats oder Lichtungen im Bereich von Felsen könnte möglicherweise der extrem seltene *Trechus nigrinus* (Muise 2006, Muise 2007, Muise 2008) aufweisen (vgl. Anl. 5).

Buchenwälder sind arm an Komplexhabitaten und Kontaktlebensräumen, da die Buche dort, wo sie vorkommt, rasch zur Dominanz neigt, und andererseits Extremstandorte mit ausgeprägter Nässe oder solche mit Bodenbewegung relativ deutlich meidet. Durch die plastische Krone der Buche, die ihr bis in ältere Bestandsalter das Einnehmen benachbarter Bestandslücken erlaubt, sind kleinflächige Kontaktbiotope oft durch den Schatten- und Laubwurf der Buchen nur fragmentarisch ausgeprägt.

Vegetationsarme **Bachläufe** im schattigen Buchenwald und **Sickerquellen** sind weitere Kontaktbiotope. Durch Verschattung und Laubfall sind sie oft arm an Spezialisten dieser Habitats, da Bachufer- und Quellbewohner oft Rohboden benötigen und Moderauflagen daher überwiegend meiden.

Dolinen treten als Karsterscheinung in Kalklandschaften auf und liegen oft im Wald. Im ausgewerteten Datensatz sind keine Probestellen dieser meist kleinflächigen Sonderstruktur enthalten. Topp (2011) untersuchte Pingen in Buchenwäldern Nordrhein-Westfalens und kam zu dem Ergebnis, dass keine der nachgewiesenen Laufkäfer-Arten diese sekundären Erdfälle präferierte.

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Dass in Mitteleuropa praktisch keine Arten auf Buchenwälder beschränkt sind, ist faunengeschichtlich plausibel. Sie sind in Mitteleuropa erst seit ca. 3000 Jahren etabliert und somit faunengeschichtlich gesehen jung. Dies bedingt, dass Buchenwälder in Mitteleuropa ihre Artenausstattung vollständig den vorher dort vorhandenen natürlichen Eichen-, Schlucht- und subalpinen Fichtenwäldern entlehnt haben („inkorporierte Biodiversität“, Walentowski et al. 2010). Rein an Buchenwälder gebundene Arten älterer Buchenregionen Europas waren nicht in der Lage, Mitteleuropa nach der Eiszeit von diesen Verbreitungsgebieten aus zu erreichen (Walentowski et al. 2010), und haben sich in dem erdgeschichtlich dafür deutlich zu kurzen Zeitraum der letzten 3000 Jahre auch nicht entwickelt.

Regionale Stenökie bedingt allerdings, dass Buchenwälder in manchen Teilen des Areal die alleinige oder doch bevorzugte Heimat von Waldarten sein können, während sie in anderen Teilen eine weiter gefasste Habitatpräferenz aufweisen oder an andere Lebensräume angepasst sind. Beispielsweise erreichen Buchenwälder in Fennoskandien ihre klimatisch bedingte nördliche Verbreitungsgrenze. Lindroth (1986) zufolge sind einige Arten dort auf Laubwälder Südschwedens, und hier v.a. auf Buchenwälder, beschränkt oder bevorzugen diese deutlich, namentlich *Carabus intricatus*, *C. coriaceus*, *Abax parallelepipedus* und *Leistus rufomarginatus*. In Mitteleuropa ist das für diese Arten jedoch nicht der Fall.

3.2.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Nur der kleinere Teil der Arten dieser Habitatgruppe sind gefährdet, so *Carabus intricatus* (Kat. 3). Eine ganze Reihe von Arten, die in Buchenwäldern auftreten können, sind allerdings Arten hoher mitteleuropäischer bzw. deutscher Schutzverantwortung (Müller-Kroehling 2013a). Keine dieser Arten hoher Schutzverantwortung, die in Buchenwäldern vorkommen, ist jedoch auf diese beschränkt. Für einige wenige Arten ist diese Aussage allerdings möglicherweise mit Einschränkungen zu versehen, denn über die aktuelle Bestandssituation und Habitatbeziehungen von *Pterostichus selmanni* (ssp. *roubali*, Nominatform wohl nicht in Bayern), sowie auch über die ssp. *austriacus* von *Molops piceus* ist derzeit zu wenig bekannt (s.o. und Anlage 5). Alle übrigen Arten hoher Schutzverantwortung kommen entweder auch in Schluchtwäldern (*Pterostichus burmeisteri*, *Trichotichnus laevicollis*, *Abax ovalis*) oder auch in Nadelwäldern (*Pterostichus unctulatus*, *Carabus linnei*) vor.

Mitteleuropas Buchenwälder verfügen im Vergleich zu anderen Buchenwald-Gebieten Europas, wie den Karpaten, Südalpen und Apenningebirge und dem Balkan über wenige endemische Laufkäfer-Arten (Müller-Kroehling 2010) und wie dargestellt über wenige oder gar keine in Bayern auf diese Habitatgruppe beschränkte Arten. Räumliche Schwerpunkte des Schutzes aus europäischer (und weltweiter) Perspektive müssen in diesen Gebirgen liegen, v.a. dort, wo noch weitgehend natürliche Wälder oder sogar Urwälder vorhanden sind. Innerhalb Bayerns beheimaten v.a. Bayerischer Wald und Voralpen/Alpen eine besonders vollständige Repräsentanz der Artenausstattung von Arten besonderer Schutzverantwortung.

Da die meisten Arten der Buchenwälder nicht flugfähig sind, ist der Erhalt von Waldbeständen mit Habitattradition und eines räumlichen Konnexes wichtig. Dabei können

durchaus auch Waldelemente eine Habitatvernetzungsfunktion aufweisen, die nicht dem Vorzugshabitat entsprechen (z.B. Müller-Kroehling et al. 2013), doch hängt dies von den Rahmenbedingungen und der Enge der Habitatbindung der einzelnen Arten ab.

Da keine sehr speziellen Standortanforderungen für Buchenwälder bestehen, ist der Erhalt der standortstypischen Ausprägungen (Hydrologie, Trophie) als Maßnahme weniger relevant. Im Vordergrund sollten dafür bei dieser Habitatgruppe Maßnahmen stehen, die die Baumartenvielfalt der natürlichen Mischbaumarten (v.a. Edellaubbäumen) erhalten oder ggfs. erhöhen und so eine gehemmte Streuzersetzung verhindern („Basenpumpe“). Diese Überlegung leitet sich daraus ab, dass erhebliche Gemeinsamkeiten der Artausstattung mit den Schluchtwäldern bestehen. Auch wenn kaum Arten in Mitteleuropa vorkommen, die in Buchenwäldern an „Urwaldstrukturen“ gebunden sind (Müller-Kroehling 2009, Müller-Kroehling 2010), so können doch gut damit ausgestattete Buchen(misch)wälder Heimat von Arten wie des Schluchtwaldlaufkäfers (*Carabus irregularis*) und des Blauen Laufkäfers (*C. intricatus*) und weiterer anspruchsvoller Waldarten sein. Das Vorhalten ausreichender Totholzvorräte wirkt auch negativen, durch den Waldbewirtschafter kaum zu beeinflussenden Umweltfaktoren entgegen. In diesem Kontext sind saurer Regen durch Abgase, Stickstoffeinträge, die ebenfalls versauernd wirken und zu Nährstoffungleichgewichten führen, sowie zum Teil aber auch noch, aus früheren Zeiten nachwirkend, Humusarmut durch Streunutzung und übermäßigen Biomasseentzug oder reinbestandsweiser Nadelholzanbau zu nennen.

3.3. Schluchtwälder, insbesondere Mondviolen-Eschen-Ahorn-Schatthang-Schluchtwald

3.3.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren

Schlucht-, Block- und Hangmischwälder (vgl. Abb. 3.7.) sind durch bewegten, hängigen, nährstoffreichen und oftmals auch (luft)feuchten Boden gekennzeichnet, als Bedingungen, die die Konkurrenzkraft von Edellaubbäumen (Esche, Ahorn-, Linden- und Ulmen-Arten, u.a.) gegenüber der Buche fördern, oder sie im Extremfall sogar standörtlich ausschließen. Der Ausschluss der Buche und die Konkurrenzüberlegenheit der Edellaubbäume gegenüber anderen Baumarten in den Schluchtwäldern kann also auf recht verschiedenen Standortfaktoren fußen, so dass sie vegetationskundlich weiter aufgegliedert werden. Diese Unterteilung ist aber ebenso wie die Abgrenzung der Schluchtwälder gegenüber anderen Vegetationseinheiten und auch ihre Einordnung in das pflanzensoziologische Gliederungssystem (als eigene Ordnung, oder als Verband innerhalb der Fagetalia) umstritten bzw. wird unterschiedlich gehandhabt (Müller 1966, Moor 1976, Oberdorfer 1987, Clot 1990, alle in Manz 1994).

Schluchtwälder mit ihrem Farnreichtum können als ein vegetationsgeschichtlich alter, relativ schattiger und über ein ausgeglichenes Bestandsklima verfügender Laubwald verstanden werden. Als solcher stellen sie in gewisser Hinsicht ein Relikt atlantischer Klimaphasen dar, bevor die Buche ihren nacheiszeitlichen Siegeszug antrat. Beispielsweise stellten nach Küster (1996) in der Eichen-Ulmen-Zeit vor 9000 Jahren von Bergulmen dominierte Edellaubholz-Wälder mit Eschen, (Sommer)linden und Bergahorn die Klimaxvegetation am Nordrand der Alpen dar (s.u.).

Die Habitattypengruppe ist überwiegend (s.u.) nach §30c BNatschG geschützt und ein prioritärer LRT der FFH-RL.



Abb. 3.7.: Blockschluchtwald im NWR „Stengerts“ (Rhön)

Schlüsselfaktoren: „Stabilität“ des Lebensraumes an sich (Habitatkontinuität, Kleinflächigkeit des Erneuerungs- und Störungsregimes); „Schluchtwaldklima“, d.h. gleichmäßig hohe (Luft)feuchte, jedoch ohne Wasserüberschuss; gute Streuzersetzung, humusreiche Böden, jedoch ohne ausgeprägte Streuauflage; meist basenreiche Böden, z.T. auch durch Hangwasser. Oft blockreiche Böden, vielfach mit Rohboden durch Hangrutschungen u.ä.

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind Schluchtwälder ähnlich wie die Buchenwälder verbreitet, und stellen nirgendwo in Europa (Bohn et al. 2003) die zonale oder höhenbedingte Vegetationsform, die auf Normalstandorten den Waldklimax einnimmt, dar. Dies unterscheidet Schluchtwälder von den anderen „Landwäldern“, d.h. den Buchen- als auch den Eichen-, Fichten- oder Kiefernwäldern, und ist vergleichbar den Feuchtwäldern, d.h. den Au-, Bruch- und Moorwäldern.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Im Normalfall setzt sich der „klassische“ Schluchtwald aus einer wechselnden Zusammenspiel der „Edellaubäume“ Berg- und Spitzahorn, Berg- (und teilweise Feld)ulme, Esche sowie Sommer- und Winterlinde zusammen, denen relativ hohe Ansprüche an die Nährstoffausstattung und eine Toleranz gegenüber bewegtem Hangsubstrat gemeinsam ist. Schluchtwälder, auch selbst auf extremen Standorten, können unterschiedliche Anteile von Buchen enthalten, und umgekehrt Buchenwälder auf basenreichen Standorten reich an Edellaubbäumen sein (z.B. Moor 1968). Die Grenzen zwischen beiden Typen können dann fließend sein. Die Einordnung der vom Bergahorn und Buche geprägten Waldgesellschaft des *Aceri-Fagetums* wird z.T. unterschiedlich gehandhabt (vgl. z.B. Schubert et al. 2001, die beide zu einem Verband *Aceri-Fagion* vereinen).

Manche Linden-reiche Wälder vermitteln nicht nur zu den Buchenwäldern (Moor 1968), sondern auch zu den Eichen-Hainbuchenwäldern (Clot 1990, Manz 1994). Feuchte, Edellaubholz-reiche Wälder der Hangfüße leiten schon natürlicherweise fließend zu den Au- und Sumpfwäldern über. Viele Edellaubholz-reichen Bestockungen der Verebnungen an Hangfüßen sind zudem durch Regulierungsmaßnahmen der Gewässer, z.T. in Verbindung mit Wegebau oder Eintiefungen der Bachläufe, weniger feucht, als dies natürlicherweise der Fall wäre. Die vegetationskundliche Validität dieser *Adoxo-Acereten* ist „umstritten“ (Rennwald 2000), und ihre Zuordnung wird unterschiedlich gehandhabt (Manz 1994, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001, Härdtle et al. 2004). Zum Teil werden die *Adoxo-Acereten* auch als „Sammelbecken“ verschiedener vegetationskundlicher Einheiten aufgefasst (Rennwald 2000). Die unterschiedliche Interpretation spiegelt sich auch in der Tatsache wider, dass diese Vegetationseinheit in manchen Bundesländern zum FFH-LRT *9180 (Schlucht- und Hangmischwald), in manchen zum Auwald (z.B. LRT *91E0) gezählt und in manchen gar nicht als LRT eingestuft wird. Ferner bestehen auch Übergänge zwischen dem ADF und Eichen-Hainbuchenwäldern (Härdtle et al. 2004, Walentowski et al. 2004, Bernhardt-Römermann et al. 2006), die selbst aber auch mittlerweile vegetationskundlich in Frage gestellt werden („Eschen-Hainbuchenwälder“; sh. ausführlicher beim Eichenwald).

Bodensaure Schluchtwälder, zumal auf sonnexponierten Hangseiten, weisen ein völlig anderes Bestandsklima auf als schattseitige, dauernd kühl-feuchte Schluchtwälder der steilen Kerbtäler und Schatthänge. Sie verfügen daher insofern schon in Bezug auf ihre Vegetation nur über eine begrenzte Ähnlichkeit mit basenreichen, schattigen Schluchtwäldern (Welss 1985). Die Baumartenzusammensetzung, also die Anteile von Esche, Bergulme, Berg- und Spitzahorn sowie Sommer- und z.T. auch Winterlinde unterliegen starken Variationen, die oftmals keine klare Zuordnung zu Schluchtwald-Typen auf Assoziations-Ebene erlauben. Auch bereits die Frage der Zuordnung mancher Assoziationen zu den Schluchtwäldern wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich gehandhabt, so des *Querco-Tilietum* (QT), von Oberdorfer (1992) als valide Assoziation der Schluchtwälder angesehen, während Ullmann & Först (1980) die Eichen-Linden-Mischbestände auf Blockstandorten des Gangolfsberges zum *Viscario-Quercetum* stellen. Auch die Zuordnung Linden-reicher (z.B. Mohr 1968) und Ahorn-reicher Varianten wie des hochmontanen Hochstauden-Buchenwaldes (*Aceri-Fagetum*) wird unterschiedlich gehandhabt. Letzter wird als eigener FFH-LRT (9140) behandelt. Ewald et al. (2013) zufolge

ist er überwiegend der Ergebnis von „Störungen“ wie Erdrutschen, und nur auf Sonderstandorten ein Klimaxzustand. Der FFH-LRT „Schlucht- und Hangmischwälder“ (*9180) geht schon vom Namen her, zumindest je nach Auslegung durch die Länder und Mitgliedsstaaten, auch über Schluchtwälder hinaus, und umfasst dann auch edellaubholzreiche Hangmischwälder, die nur im weiteren Sinne Schluchtwald sind.

Sowohl bei den Übergängen zu Buchen- als auch zu den Auwäldern, sowie auch bei den Untereinheiten der Schluchtwälder bestehen somit nicht geringe Unterschiede in der Handhabung. Fasst man die Edellaubbaum-dominierten Wälder (außerhalb der Auen) sehr weit, werden dabei Waldflächen einbezogen, die nur temporär nicht von Buchen dominiert sind, weil sie beispielsweise die Folge von Sukzessionsvorgängen sind, und zu erwarten ist, dass sie dort über kurz oder lang von Buchenwäldern als natürlicher Klimaxgesellschaft abgelöst werden. In einer weit gefassten Definition von Schlucht- und Hangmischwäldern entsteht ferner ein Konvolut, in dem die Buche aus recht verschiedenen Gründen nicht zur Dominanz gelangt, d.h. mit recht geringen standörtlichen Gemeinsamkeiten und auch recht unterschiedlichen Baumarten-Zusammensetzungen, deren Gemeinsamkeit lediglich das Vorherrschen von „Edellaubbäumen“ ist.

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

In Abbildung 3.8. werden die Schluchtwald- und zugleich auch Buchenwald-Habitattypen sowie die entsprechenden Konvolutbildungen beider Habitattypengruppen dargestellt.

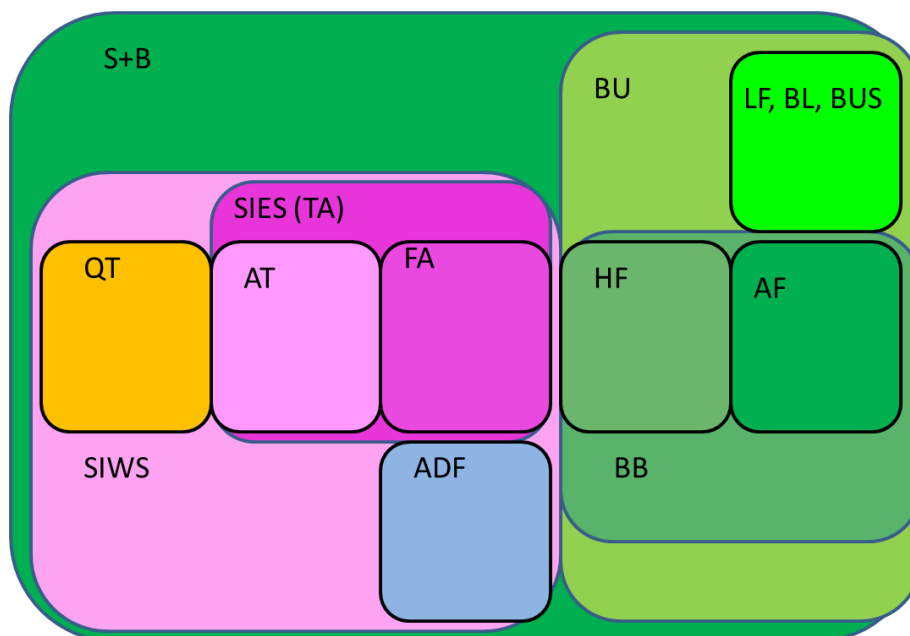


Abb. 3.8.: Zusammenhang/Typisierung der Schlucht- und Buchen-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute (schematisch, vereinfacht; Abkürzungen sh. Tabelle 3.14. und Anlage 1).

Es werden hier also das Fraxino-Aceretum (FA) und das Aceri-Tilietum (AT) als Schluchtwälder im engeren Sinne (SIES) aufgefasst, deren Zuordnung zu den Schluchtwäldern unstrittig ist. Unter Hinzunahme des Adoxo-Aceretums (ADF) und des Querco-Tilietum (QT), für die dies nicht uneingeschränkt gelten kann (s.o.), wird das Konvolut der Schluchtwälder im weiteren Sinne (SIWS) gebildet. Gemeinsam mit den Buchenwäldern (s.o.) bilden sie das Konvolut S+B.

Schwerpunkt der Bearbeitung und „Leithabitat“ in der Behandlung der ganzen Habitattypengruppe ist der „klassische“ Schluchtwald schattiger Hänge und schluchtartiger Einhänge, der Ahorn-Eschen-Schluchtwald (Aceri-Fraxinetum). Der Linden-Ahorn-Schluchtwald (Aceri-Tilietum) tritt eher auf trockeneren, blockreichen Sonnhängen auf, wobei

es jedoch auch Übergänge mit anderen Schluchtwald-Typen gibt und eine Zuordnung wie dargestellt nicht immer einfach ist.

In Tabellenform finden sich diese Einheiten in Tabelle. 3.14. verschlüsselt.

Tab. 3.14.: Schluchtwälder und von ihnen mit gebildete Konvolute (rechte Hälfte: Buchenwälder; sh. dort)

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
S+B	Schlucht- und Buchenwald	HTB3=1
SIWS	Schluchtwald i.w.S.	HTB2=4, HTS2=2
SIES	Schluchtwald i.e.S.	HTB1=7, HTS1=3
FA	Fraxino-Aceretum	HT=210
AT	Aceri-Tilietum	HT=220
QT	Querco-Tilietum	HT=230
ADF	Adoxo-Aceretum	HT=240

3.3.2. Datengrundlage

Die Datengrundlage nach Habitattypen und Regionen kann Tabelle 3.15. und 3.16. entnommen werden.

Tab. 3.15.: Schluchtwald-Datensätze, nach Habitattypen:

HT	FA	AT	ADF	Sonstige	Sa.
Anz.	27	17	16	3	63

Tab. 3.16.: Schluchtwald-Datensätze, nach Regionen:

Reg	N1	N2	N3	O1	O2	O3	S1	S2	S3
Anz.	9	3	6	21	1	8	2	6	8

Schluchtwälder konnten vor Vorliegen dieser Arbeit nicht als gut untersuchtes Habitat gelten, denn nur wenige Sekundärdaten lagen aus Bayern vor (z.B. Fischer-Leipold 1993a, Fischer-Leipold 1993b). Die meisten eigenen Daten stammen aus der Naturwaldreservatsforschung (NWRe „Wasserberg“, „Kischentalrangen“, „Schloßberg“, „Schwarzwihlberg“, „Frauenberg“ usw.). Es liegen Daten aus allen Regionen vor, das Ostbayerische Grenzgebirge und v.a. der Bayerische Wald sind besonders stark repräsentiert.

3.3.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.3.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Schluchtwäldern sind in Tabelle 3.17. aufgeführt. Zum Vergleich mit aufgeführt ist neben den drei wichtigsten Schluchtwald-Habitattypen (FA, AT, ADF) und dem gemeinsamen Stetigkeitswert für Schluchtwälder im engeren Sinne auch die Stetigkeit für sehr blockreiche bodensaure Buchenwälder (BL).

Tab. 3.17.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Schluchtwäldern (in %); sortiert nach absteigender Stetigkeit im FA, alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in einer der Typen

Art	Areal-restr.	SIES	FA	AT	ADF	BL
N		32	17	15	12	11
<i>Abax parallelepipedus</i>		100	100	100	100	82
<i>Trichotichnus nitens</i>	X	70	100	n.a.	0	n.a.
<i>Pterostichus burmeisteri</i>		75	88	60	92	100
<i>Abax ovalis</i>		63	76	47	83	36
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		78	76	80	92	64
<i>Carabus auronitens</i>		63	76	47	50	73
<i>Carabus nemoralis</i>		59	76	40	83	18
<i>Cychrus attenuatus</i>		50	71	27	50	82
<i>Pterostichus niger</i>		53	65	40	42	18

<i>Abax parallelus</i>		50	59	40	75	0
<i>Carabus irregularis</i>		53	53	53	0	9
<i>Carabus coriaceus</i>		59	53	67	83	0
<i>Molops piceus</i> SUM		34	47	20	67	0
<i>Platynus scrobiculatus</i>	X	27	43	0	20	0
<i>Pterostichus transversalis</i>	X	27	43	0	0	0
<i>Molops elatus</i>		53	41	67	50	0
<i>Trichotichnus laevicollis</i>		50	41	60	33	36
<i>Cychrus caraboides</i>		34	41	27	25	9
<i>Molops piceus</i> (s.str.)		31	41	20	42	0
<i>Limodromus assimilis</i>		25	41	7	75	0
<i>Leistus piceus</i>		19	35	0	0	18
<i>Carabus glabratus</i>		25	35	13	17	36
<i>Notiophilus biguttatus</i>		22	35	7	42	27
<i>P. fasciatopunctatus</i>	X	18	31	0	29	0
<i>Carabus linnei</i>	X	24	25	22	100	55
<i>Carabus hortensis</i>		34	18	53	25	18
<i>Harpalus laevipes</i>		22	18	27	8	0
<i>Pterostichus pumilio</i>		9	18	0	0	64
<i>Loricera pilicornis</i>		9	18	0	8	9
<i>Pterostichus anthracinus</i>		9	18	0	8	0
<i>Nebria brevicollis</i>		9	12	7	50	9
<i>Pterostichus madidus</i>	X	0	0	0	40	n.a.

In den folgenden Tabellen 3.5. bis 3.8. der Arten mit einer Treue $\geq 30\%$ sind die arboricolen Arten *Tachyta nana* und *Dromius quadrimaculatus* wegen der vorwiegend arboricolen Lebensweise und der insgesamt geringen Nachweishäufigkeit nicht enthalten (s.o.).

Tabelle 3.18. gibt die Treue für alle Schluchtwälder (im weiteren Sinne, incl. QT, ADF) an.

Tab. 3.18.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Schluchtwälder i.w.S. (in %)

Art	TS_SIWS	TI_SIWS	Anmerkung
<i>Platynus livens</i>	100	100	
<i>Pterostichus transversalis</i>	75	80	
<i>Harpalus atratus</i>	29	77	
<i>Leistus rufomarginatus</i>	43	75	
<i>Carabus auratus</i>	14	71	
<i>Carabus irregularis</i>	57	69	
<i>Asaphidion curtum</i>	33	60	Wenige Nachweise
<i>Platynus scrobiculatus</i>	57	56	
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>	33	56	
<i>Pterostichus madidus</i>	33	50	
<i>Leistus nitidus</i>	50	40	Nur Alpen-nah; wenige Nachweise
<i>Trichotichnus nitens</i>	26	38	
<i>Carabus scheidleri</i>	20	38	
<i>Molops elatus</i>	28	34	
<i>Cychrus caraboides</i>	16	32	
<i>Bembidion tibiale</i>	33	3	Wenige Nachweise

Die Arten mit $\geq 30\%$ Treue für das Leithabitat des FA sind in Tabelle 3.19. aufgeführt, für das AT in Tabelle 3.20. und das ADF in Tabelle 3.21.

Tab. 3.19.: Arten mit Treue $\geq 30\%$ für den HT FA (in %)

Art	TS_FA	TI_FA
<i>Platynus livens</i>	100	100
<i>Pterostichus transversalis</i>	75	80
<i>Leistus rufomarginatus</i>	43	75
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>	22	55
<i>Platynus scrobiculatus</i>	43	47
<i>Leistus nitidus</i>	50	40
<i>Carabus scheidleri</i>	20	38
<i>Trichotichnus nitens</i>	15	32
<i>Carabus irregularis</i>	30	29
<i>Bembidion tibiale</i>	33	3

Tab. 3.20.: Arten mit Treue $\geq 30\%$ für den HT AT (in %)

Art	TS_AT	TI_AT
<i>Carabus irregularis</i>	27	40

Tab. 3.21.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für den HT ADF (in %)

Art	TS_ADF	TI_ADF
<i>Harpalus atratus</i>	29	77
<i>Carabus auratus</i>	14	71
<i>Asaphidion curtum</i>	33	60
<i>Pterostichus madidus</i>	33	50

Eine recht große Artenzahl tritt in den verschiedenen Schluchtwaldtypen mit einer Stetigkeit $\geq 30\%$ auf. Ebenfalls eine Reihe von Arten weist eine Treue $\geq 30\%$ auf. Die Schnittmenge dieser beiden Artenlisten ist allerdings gering.

3.3.3.2. Ordination mittels DCA

Der von den Schluchtwäldern eingenommene Ordinationsraum in der DCA ist in Abbildung 3.9. pinkfarben hervorgehoben. Sie nehmen einen eng begrenzten Bereich ein, der v.a. mit den basenreichen Buchenwäldern ein hohes Maß an Überschneidung zeigt. Einen überschneidungsfreien Raum, der also nicht gleichzeitig auch von anderen Habitattypen wie basenreichen Buchenwäldern, Eichen-Hainbuchenwäldern oder Bachauwäldern eingenommen würde, gibt es bei den Schluchtwäldern nicht. Das gilt auch für die Achsen 1 zu 3 und 2 zu 3 (vgl. Anlage 3).

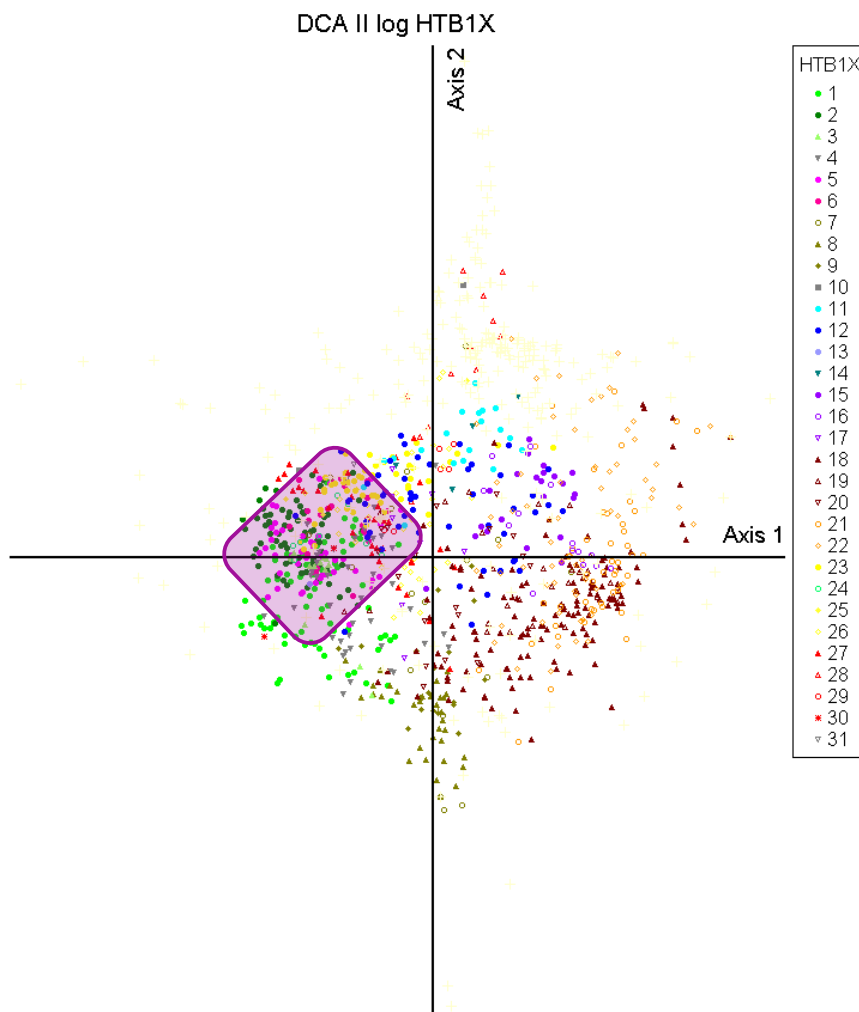


Abb. 3.9.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 3.1.; Bereich mit Lage der Schluchtwälder hervorgehoben.

Die Ordinationsergebnisse der einzelnen verfahrensselektierten Arten finden sich für die Schluchtwälder in der Anlage A.3.2. Als Beispiel ist eine Art herausgegriffen, anhand derer die Muster der meisten Arten mit Bezug zu Schluchtwäldern beschrieben werden können.

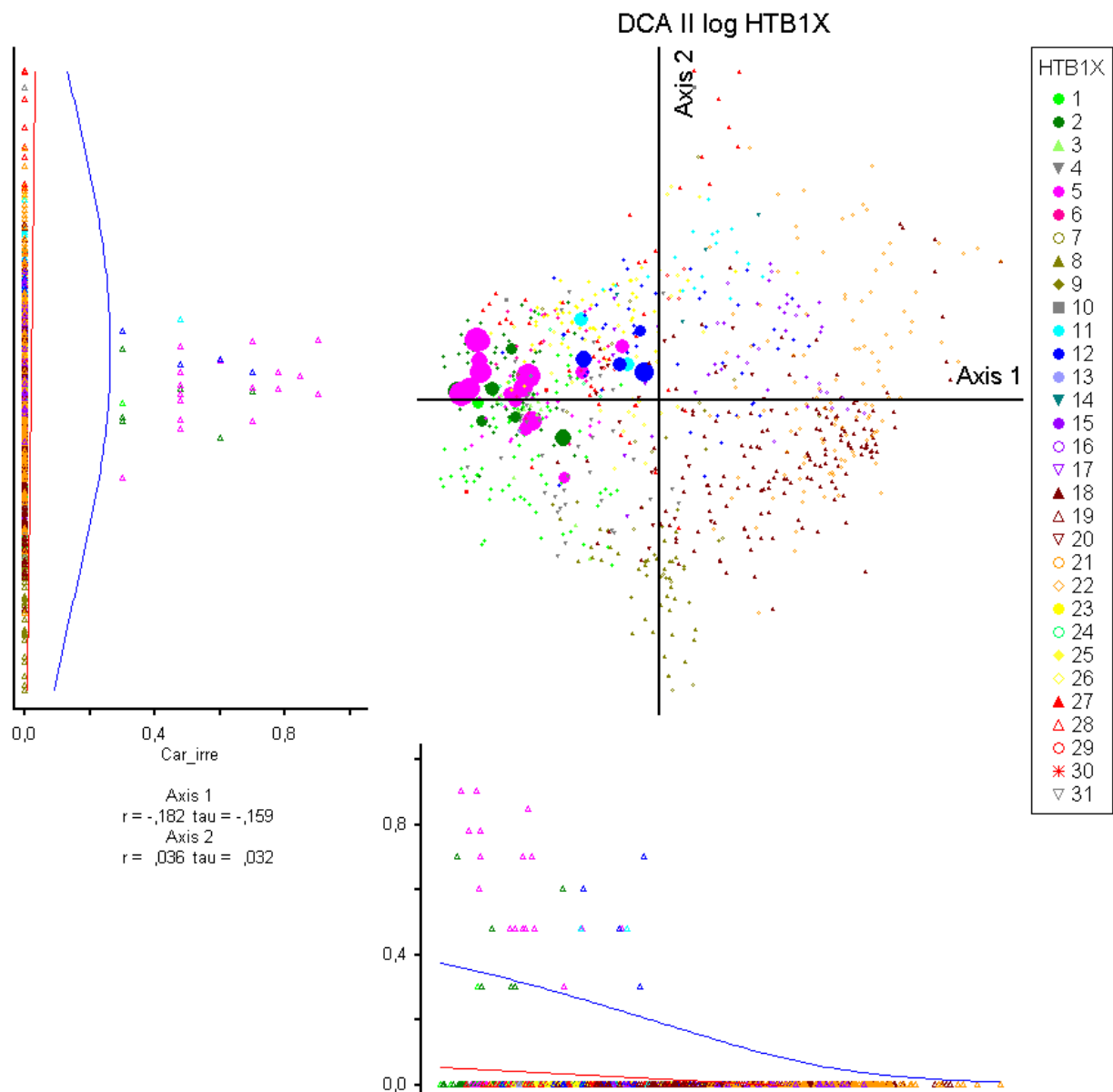


Abb. 3.10.: DCA für *Carabus irregularis*

Das Ordinationsbild von *Carabus irregularis* (Abb. 3.10.) kann stellvertretend für die meisten Schluchtwald-Arten stehen. Es hat Überschneidungen sowohl mit basenreichen Buchenwäldern als auch mit Auwäldern des Alnion, zeigt dabei aber ein besonders starkes Vorkommen sowohl in Bezug auf die relative Zahl der Punkte als auch deren Durchmesser (=Aktivitätsdichte) bei den Schluchtwäldern. Gemeinsam hat er diese Verteilung in recht ähnlicher Form mit *Trichotichnus nitens*. Bei manchen Arten sind es auch bloß Schlucht- und Buchenwälder (*Pterostichus transversalis*, *Harpalus atratus*) oder Schlucht- und Bachauwälder (*Platynus scrobiculatus*, *Pterostichus fasciatopunctatus*, *Pterostichus madidus*), auf die sich die Punkte gemeinsam konzentrieren. Nur bei einigen Arten mit insgesamt sehr wenigen Nachweisen wie *Platynus livens* oder *Leistus rufomarginatus* liegt eine fast reine Konzentration auf Schluchtwald-Nachweise vor. *Abax parallelepipedus* und *Cychrus caraboides* sind Arten mit einer weiten Verbreitung in verschiedenen Habitattypen. *Abax parallelepipedus* (vgl. Abb. 2.5. im Kap. 2.3.3.) ist ein Beispiel für eine hochgradig euryöke Waldart, der fast alle Waldtypen auf der linken Seite des DCA-Diagrammes gleichmäßig besiedelt, d.h. alle Landwälder. Allen genannten Arten ist gemeinsam, dass Weichholzaunen-, Bruchwälder und Moore weitgehend gemieden werden, ebenso wie bodensaure Landwälder (Luzulo-Fagetum, Fichtenwald und -forste, Kiefernwald und -forste).

Es handelt sich also als gemeinsames Merkmal um Arten, die Nässe und Nährstoffarmut meiden.

3.3.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

In der HTS1 werden die natürlichen Schluchtwaldstandorte i.e.S. bzw. die Schluchtwaldstandorte i.w.S. getrennt betrachtet. In der HTB1X sind Schluchtwald i.e.S. und i.w.S. ebenfalls getrennt. In der HTS2 sind die Schluchtwaldstandorte im engeren und weiteren Sinne (also einschließlich ADF, jedoch ohne die blockreichen Buchenwälder, BL) zusammengefasst. In der HTB3 und HTS3 sind die Schluchtwälder mit den Buchenwäldern zusammengefasst (siehe auch dort). Die ISA auf HT-Basis basiert nur auf dem Landhabitat-Datensatz und ist z.T. geringfügig mit Subtypen/Varianten zusammengefasst, wie angegeben, um die maximale Zahl von HT nicht zu überschreiten.

Das Ergebnis der ISA ist in Tabelle 3.22. wiedergegeben.

Tab.: 3.22.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Schluchtwälder und Konvolute

ISA	HT	HTS1	HTB1X	HTS2	HTB2	HTB3
Beschreibung	Innerhalb der Landhabitate (LH)	SIES/SIWS getrennt	SIES/SIWS getrennt	SIWS	SIES +SIWS zusammen	Schlucht + Bu (S+B) zusammen
Relevante unterschiedene Einheiten	FA, AT, ADF, QT	SIES/SIWS	SIES/SIWS	SIWS	SIES +SIWS zusammen	S+B
SIES						
<i>Carabus irregularis</i>	AT 27,6 (0,03)	SIES: 22,7 (0,05)	SIES: 24,9 (0,04)	21,9 (0,05)	(Trend: 17,8; 0,1)	(Trend: 6,2; 0,09)
SIWS						
<i>Abax ovalis</i>		SIES: Trend (11,1; 0,07)		21,8 (0,04)		(Trend: 20,4; 0,08)
<i>Abax parallelepipedus</i>		SIES: Trend (10,3; 0,06)		22,2 (0,04)		(Trend: 21,8; 0,08)
<i>Molops elatus</i>				19,5 (0,04)		(Trend: 12,4; 0,08)
<i>Pterostichus madidus</i>		SIWS: Trend (5,8; 0,08)				
<i>Carabus coriaceus</i>				(Trend: 13,9; 0,09)		
<i>Platynus scrobiculatus</i>				(Trend: 4,8; 0,06)		
<i>Pterostichus transversalis</i>				(Trend: 4,3; 0,06)		(Trend: 1,7; 0,1)
HT (nur auf HT-Ebene)						
<i>Limodromus assimilis</i>	ADF 27,2 (0,05)					
S+B						
<i>Pterostichus burmeisteri</i>						35,8 (0,01)
<i>Cychrus attenuatus</i>		SIES 13,9 (0,04)		(Trend: 24,9; 0,09)		30,8 (0,03)
<i>Trichotichnus laevicollis</i>						(Trend: 12,2; 0,09)

Mit *Carabus irregularis* errechnen sich für eine Art auf fast allen Testebenen signifikante Werte, und auch den höchsten Testwert für Schluchtwälder im engeren Sinne. Drei weitere Arten erzielen ihren höchsten, signifikanten Testwert für Schluchtwälder im weiteren Sinne. Für die beiden sehr selten nachgewiesenen, da auf ein relativ kleines Teilareal in Bayern beschränkten Arten *Pterostichus transversalis* und *Platynus scrobiculatus* errechnen sich sehr geringe Indikatorwerte, aber doch beinahe-signifikante Irrtumswahrscheinlichkeiten von 0,06.

Eine weitere Art wird mit *L. assimilis* auf HT-Ebene einem Schluchtwald-Habitattyp zugewiesen, was sich allerdings dadurch relativiert, dass die ISA auf HT-Ebene nur die Landwälder umfasst und es sich um eine v.a. in Feuchtwäldern verbreitete Art handelt.

Zwei weitere Arten (*P. burmeisteri*, *C. attenuatus*) werden durch die ISA (wie bei den Buchenwäldern dargestellt) dem mit jenen gemeinsam gebildeten Konvolut S+B zugeordnet.

3.3.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.2. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Schluchtwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

3.3.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.23. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren gegenüber. Testergebnisse, die die Art in Beziehung zu Schluchtwäldern oder einem speziellen Schluchtwald-Typ setzen, sind pinkfarben hervorgehoben. Eine Tabelle mit den Arten, die den höchsten Chi²-Wert für das Konvolut aus Schlucht- und Buchenwäldern erzielen, findet sich im Kapitel Buchenwald (3.2.).

Tab. 3.23.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Schluchtwald (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); pink=Testbezug zum Schluchtwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Carabus irregularis</i>	SIES	179,8099	AT	(SIWS>AT>FA>S+B>LBW)	AT>SIES>SIWS	24,9
<i>Pterostichus transversalis</i>	FA	71,9092	FA	SIES>SIWS>S+B>LBW		
<i>Platynus scrobiculatus</i>	FA	38,7034	FA	(SIWS>SIES>PRF>EF>LBW)		
<i>Leistus piceus</i>	FA	37,2897	FA	(FBL>FINBO>HLFI>SIES>FIKBO)		
<i>Platynus livens</i>	FA	32,5175	FA	SIES>SIWS>(S+B)		
<i>Leistus nitidus</i>	FA	15,2900	FA	SIES>SIWS>S+B		
<i>Carabus scheidleri</i>	FA	10,1014	FA	SIES>SIWS>S+B		
<i>Pterostichus madidus</i>	ADF	34,6111	ADF	(AB>CRF>EF>ALN>LBW)		
<i>Harpalus atratus</i>	ADF	29,1472	ADF	(LBW>S+B>HF>SIWS>BB)		
<i>Asaphidion curtum</i>	ADF	17,2479	ADF	(SIWS)>(S+B)		
<i>Carabus auratus</i>	ADF	6,3562	ADF	MIN		
<i>Trichotichnus nitens</i>	QT	65,1070	QT	(BRAS>MIN>WBF>SIWS>FA)		
<i>Leistus rufomarginatus</i>	ETR	63,2152	FA	(TRWS>FA>SIES>SIWS>EI)		
<i>Abax ovalis</i>	S+B	217,0757	AF	(LBW>BUST>BB>SIWS>MIN)	SIWS	21,8
<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN	308,7948	AF	(LBW>S+B>BUST>WS>LH)	SIWS	22,2
<i>Molops elatus</i>	S+B	133,9495	HF	(BB>LBW>SIWS>MIN>SIES)	SIWS	19,5
<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES	245,4408	SAL/EF	(AW>AB>ALN>LBW>ALNS)	ADF	27,2

Insgesamt 17 Arten werden von einem der beiden Verfahren auf einer der verschiedenen Aggregationsstufen für Schluchtwälder identifiziert. Die Übereinstimmung zwischen beiden Testverfahren beschränkt sich auf *Carabus irregularis*, einer Art mit sehr hoher Stetigkeit und Treue für Schluchtwälder gleichermaßen. Auf praktisch allen Ebenen der Chi²-Testreihen wie der ISA werden Schluchtwälder unterschiedlich enger Abgrenzung als Vorzugshabitat der Art ausgewiesen. Bei keiner anderen Art ist die Bevorzugung oder Bindung an Schluchtwald in den Kenn- und Testwerten ähnlich eindeutig ausgeprägt.

Elf Arten haben ihren χ^2 -Maximalwert für einen Schluchtwald-Habitattyp, alle Werte sind jedoch nicht sehr hoch. Eine weitere Art (*Leistus rufomarginatus*) hat ihren Maximalwert auf Ebene eines Habitattyps für einen Schluchtwald-HT, wenn auch der χ^2 -Maximalwert ein anderes Konvolut anzeigt.

Vier weitere Arten werden von der ISA den Schluchtwäldern oder einem Schluchtwald-Habitattyp zugewiesen (letzteres allerdings nur innerhalb der Landwälder, vgl. Methodik-Kapitel), während diese Arten im χ^2 -Test zu stärker aggregierten Einheiten (wie Schluchtplus Buchenwäldern, zwei Arten) oder Wäldern mineralischer Standorte höhere Affinitäten haben. Diese zusätzlich von der ISA identifizierten Arten weisen nur mäßige Indicator-Values auf. Diese Arten zeigen vor allem eine hohe Stetigkeit in den genannten Einheiten, während ihre Treue zu Schluchtwäldern eher gering ist.

Die Berechnung der ISA-Testwerte auf Habitattypen-Ebene erfolgte wie dargestellt nur unter den Landwäldern. Dies schränkt den Testwert von *Limodromus assimilis* für das Adoxo-Aceretum stark ein, da diese Art sonst für keines der im Gesamt-Datensatz (einschließlich der Feuchtwälder) getesteten Aggregate laut ISA eine Affinität zum Schluchtwald, oder Schlucht- und Buchenwald aufweist, und sehr regelmäßig in Feuchtwäldern auftritt (sh. beim Auwald).

3.3.3.6. Zusammenfassung der χ^2 -Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabelle 3.24. stellt den Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber. Der erste Teil der Tabelle enthält die Arten aus dem χ^2 -Verfahren, der zweite jene aus der ISA.

Tab. 3.24.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Schluchtwälder

Art	χ^2 (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. χ^2	Bewer- tung
<i>Carabus irregularis</i>	SIES	179,8099	AT	+	>	++	N	++	C
<i>Pterostichus transversalis</i>	FA	71,9092	FA	+	>	+	N	K	C
<i>Platynus scrobiculatus</i>	FA	38,7034	FA	+	+	+	N	K	C
<i>Leistus piceus</i>	FA	37,2897	FA	+	>	++	N	++	C
<i>Platynus livens</i>	FA	32,5175	FA	>	>	+	N	K	
<i>Leistus nitidus</i>	FA	15,2900	FA	+	>	+	N	K	C
<i>Carabus scheidleri</i>	FA	10,1014	FA	>	>	N	N	N	
<i>Pterostichus madidus</i>	ADF	34,6111	ADF	>	>	+	N	+	
<i>Harpalus atratus</i>	ADF	29,1472	ADF	+	+	+	N	+	C
<i>Asaphidion curtum</i>	ADF	17,2479	ADF	>	>	N	N	N	
<i>Carabus auratus</i>	ADF	6,3562	ADF	>	>	N	X	N	
<i>Trichotichnus nitens</i>	QT	65,1070	QT	>	>	+	N	+	
<i>Leistus rufomarginatus</i>	ETR	63,2152	FA	+	>	+	N	+	
Art	ISA (max.)	Testwert (max.)	höchster HT (χ^2)	Lit. ME (ISA)	Lit. Eur (ISA)	Lit. Merk. (ISA)	Lit. and. LR (ISA)	Merk. χ^2	Bewer- tung
<i>Abax ovalis</i>	SIWS	21,8	n.a.	>	>	+	N	n.a.	
<i>Abax parallelepipedus</i>	SIWS	22,2	n.a.	>	>	+	N	n.a.	
<i>Molops elatus</i>	SIWS	19,5	n.a.	>	>	+	N	n.a.	

Carabus irregularis ist die Charakterart der Schluchtwälder, wie der deutsche Name auch bereits reflektiert, und kann daher als solche eingestuft werden, auch wenn die Art in der Literatur (vgl. Anl. 5) sehr regelmäßig für Buchenwälder genannt wird. Der höchste χ^2 -Wert für *C. irregularis* wird für Schluchtwälder im engeren Sinne erreicht, so dass die Art als Charakterart dieser Habitatgruppe, und, da die Habitatgruppe weitgehend dem Tilio-Acerion entspricht, als Charakterart desselben gelten kann.

Unter den Arten, die für das FA als Charakterarten berechnet werden, sind überwiegend sehr seltene und arealbeschränkte Arten wie *Pterostichus transversalis*, *Platynus scrobiculatus* und *Leistus nitidus*. Einige dieser Arten (*Pterostichus transversalis*, *Platynus*

scrobiculatus) weisen nicht nur eine hohe Treue, sondern innerhalb des besiedelten Areals auch eine hohe Stetigkeit auf. Auch sie können als Charakterarten gelten. Dass diese Arten dennoch in der ISA nicht als CA des FA oder von Schluchtwäldern ausgeschieden werden, hängt zweifellos mit der geringen Stetigkeit im Gesamtdatensatz wegen des beschränkten Verbreitungsgebietes zusammen.

Leistus nitidus ist vorwiegend auf die Alpen beschränkt und dringt nur in sehr begrenztem Umfang in das Voralpenland ein. Die Auswertungen beziehen sich wie bei allen Arten auf diesen außerhalb der Alpen gelegenen Teil des Verbreitungsgebietes, und gelten daher auch bei dieser Art nur in diesem Kontext. Gerade das nur begrenzte dealpine Vordringen zeigt aber speziell auch die Anforderungen der Art in Bezug auf ein feuchtkühles Klima.

Platynus livens wird in der Literatur überwiegend als Feuchtwaldbewohner beschrieben, der u.a. regelmäßig aber z.B. auch in Landwäldern auftritt, zumindest außerhalb Bayerns. Die Zuordnung zum FA für bayerische Verhältnisse bedarf dennoch der weiteren Überprüfung, da sie durch die Literatur nur teilweise gestützt wird. Es handelt sich bei dieser Art jedenfalls um einen stenöken Feuchtwaldbewohner, und es erscheint denkbar, dass sie in Bayern unter den Verhältnissen eines (sehr) feuchten Bachschluchtwaldes (besonders) günstige Habitatbedingungen findet.

Die Affinität von *Carabus scheidleri* zum FA dürfte als Artefakt einzustufen sein, allerdings ist denkbar, dass sich die Art am Arealrand besonders stenök verhält und das FA ihre Präferenz am besten beschreibt. Die auf das ADF getesteten Arten sind überwiegend solche, die auch in Auwäldern vorkommen, so *Asaphidion curtum*, *Carabus auratus* und *Pterostichus madidus*, was die ökologische Nähe des ADF zum Auwald attestiert, aber eine Einstufung als Charakterarten des ADF in Frage stellt. Als solche kann mit gewissem Vorbehalt *Harpalus atratus* definiert werden.

Beim QT handelt es sich um einen nur sehr schwach beprobten, da extrem seltenen Habitattyp. Auch wenn die geringe Anzahl der Proben wahrscheinlich durchaus relativ gesehen der Flächenbedeutsamkeit des LRT entspricht, stößt das Verfahren hier doch erkennbar an Grenzen. Wenn das beschränkte Areal einer Art mit dem beschränkten Verbreitungsgebiet des HT bzw. seiner Proben gleichläufig, und die Proben- bzw. Nachweiszahl der Art aus diesem Teilregion begrenzt ist, muss das Ergebnis besonders kritisch hinterfragt werden. Für *Leistus rufomarginatus* hat nur der höchste HT-Wert einen Bezug zum Schluchtwald, der höchste Testwert insgesamt hingegen zu Eichen-Trockenwald. Auch bei dieser Art handelt es sich um eine mit beschränktem Areal in Bayern, die zudem in Ausbreitung begriffen ist.

Keine Art ist aus der ISA kommend als Charakterart zu ergänzen. Für alle vier in Frage kommenden Arten trifft eine Affinität zu stärker aggregierten Einheiten zu, von denen Schluchtwälder nur ein Teil sind.

In Abbildung 3.11. sind die Arten bei den Einheiten der jeweils höchsten χ^2 -Testwerte eingetragen. Arten, die als Charakterarten anzusehen sind, sind fett hervorgehoben.

Besonders ausgeprägt ist die Zuordnung von Arten zum „Leittyp“ des FA, mit einer ganzen Reihe von Charakterarten. Auch für das ADF zeigen einige Arten ihre maximale Affinität, nur eine davon kann jedoch als Charakterart gelten. Das ist auch dadurch plausibel, dass es sich wie dargestellt vegetationskundlich um ein „Sammelbecken“ handelt. Zudem weist es auch keine sehr extremen Standortsbedingungen auf, die starke Spezialisierungen der Arten erfordern würden, und muss häufig als sekundäre Ausprägung interpretiert werden. Der unterschiedliche Umgang in Bezug auf die Zugehörigkeit des ADF zu FFH-LRT in verschiedenen Bundesländern (*9180, *91E0, oder gar kein LRT) wird durch die Ergebnisse nicht aufgelöst, denn die speziellen Arten dieses HT weisen nur mäßig hohe Testwerte auf.

Der Schluchtwaldlaufkäfer als die Schluchtwald-Charakterart schlechthin fehlt in den Aufnahmen des ADF.

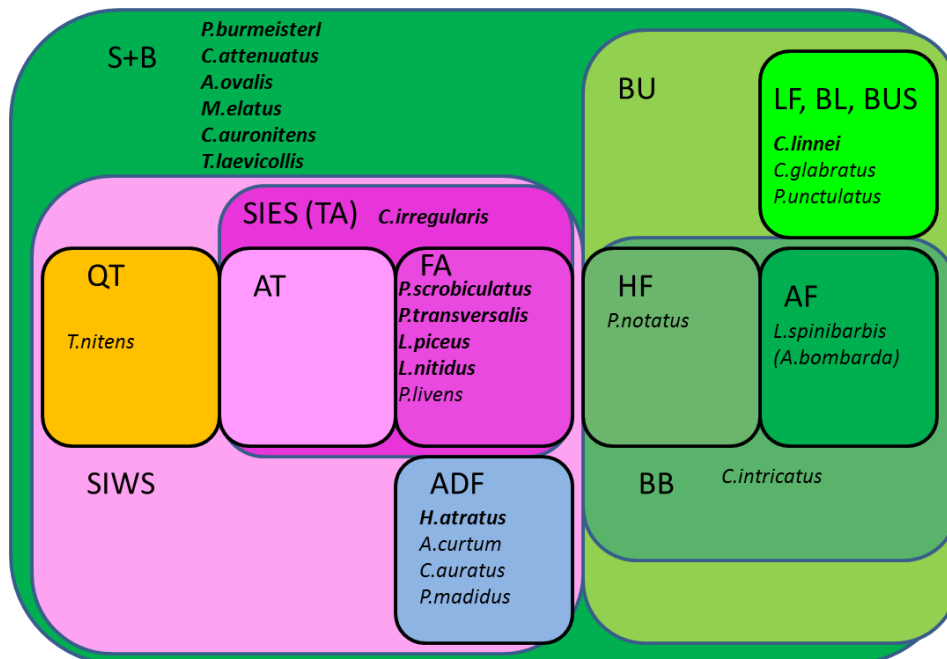


Abb. 3.11.: Zusammenhang der Schlucht- und Buchen-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute, mit den Arten, die hier höchste χ^2 -Testwerte (Affinitäten) erreichen (Charakterarten fett)

Für Erläuterungen zum rechten Teil der Abbildung wird auf das Kapitel Buchenwald verwiesen.

3.3.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Eine ganze Reihe von Arten wie selbst die „Buchenwald-Art“ *P. burmeisteri* (vgl. Tab. 3.10.) stellen eine Gemeinsamkeit zwischen **Buchen-** und Schluchtwäldern dar, die in diesem Konvolut (S+B) ihre maximalen χ^2 -Testwerte erreichen. Eine starke Gemeinsamkeit v.a. mit basenreichen Buchenwäldern ist dadurch gegeben und selbst bei hoch spezialisierten Arten wie *Carabus irregularis* ein teilweises „Übergreifen“ auch auf basenreiche Buchenwälder zu konstatieren. Es erscheint möglich, dass Schluchtwälder dieses Typs, die in Mitteleuropa eine wesentlich längere Habitattradition als Buchenwälder aufweisen, die wichtigste ursprüngliche Heimat der Arten mitteleuropäischer Buchenwälder war. Nur sehr wenige Arten der Buchenwälder Mitteleuropas kommen nicht entweder auch in Schluchtwäldern oder Eichen-Hainbuchenwäldern vor (Müller-Kroehling 2010). Umgekehrt sind aber nicht alle Arten des FA auch in Buchenwäldern beheimatet. Auf die Gemeinsamkeiten der vorkommenden Laufkäfer-Arten beider Typen hat auch Krause (1974) hingewiesen.

Starke Parallelen sind mit Bergmischwäldern und **Bachauwäldern bzw. an Bachläufen angrenzenden Bergmischwäldern im Alpenraum** erkennbar, durch Arten wie *Pterostichus transversalis*, *Platynus scrobiculatus* und *P. fasciatopunctatus*, ferner auch *Leistus piceus* und *Carabus irregularis* (z.B. Förster 1987). Dieser Lebensraum dürfte die Heimat vieler Arten sein, die außerhalb des Alpengebietes (heute) an Schluchtwälder gebunden sind.

Die Artausstattung im selben Gebiet gelegener Schlucht- und Bachauwälder (z.B. Krause 1974, Tietze 1977) lässt Gemeinsamkeiten in der Abgrenzung zu wärmeren und trockeneren Waldtypen erkennen, z.B. im Vorkommen hygrophiler Waldarten wie *Trichotichnus laevicollis*

und *Pterostichus aethiops*. Eng eingeschnittene Täler oder schattseitig exponierte Hänge weisen an den unteren Hängen ein kühl-luftfeuchtes Klima auf, das den Bedingungen im Schluchtwald entspricht. Zwischen **Bachläufen im Wald** und Schluchten bestehen für Arten wie *Pterostichus transversalis*, *P. fasciatopunctatus* und *Platynus scrobiculatus* enge Beziehungen (vgl. Lorenz 1995), Franzen (1995) zufolge auch für *Carabus irregularis*. Bachläufe in Schluchten sind ferner die Heimat verschiedener montaner, schattentoleranter Arten wie *Bembidion tibiale* und *B. doderoi* (z.B. Kless 1959, Kless 1961a, Kless 1961b), die v.a. als Bachbewohner zu sehen sind (sh. beim Auwald).

Felsen, wie sie häufig in Schlucht- und Hangmischwäldern eingestreut sind, wurden bisher überwiegend im Kontext von so genannten Felsfreistellungen untersucht (z.B. Muise 2006, Muise 2008, Fritze & Blick 2007), Erhebungen zu naturbelassenen Felsen (vgl. z.B. Blick et al. 2002) sind rar. **Rohboden**-Habitate aus Hangrutschungen u.a. Lockersubstrate an steilen, nicht ganz konsolidierten Hängen sind ein speziell in Schluchtwäldern regelmäßig auftretendes (wenn auch nicht auf diese beschränktes) Mikrohabitat, und stellen Lebensraum für Störstellenpioniere wie *Bembidion deletum*, aber auch *B. stephensi* und *B. milleri* (Sokolowski 1958) dar. **Burgruinen** und die sie umgebenden, basiphilen Laubwaldflächen können eine reliktdäre, basiphile Schluchtwaldflora (Vollrath 1960, Brandes 1996) und -fauna (Müller-Kroehling 2009) tragen. Mehrere Arten, die zu Schluchtwäldern Affinitäten aufweisen, wie *Carabus irregularis* und *Harpalus atratus*, wurden laut Literatur (vgl. Anlage 5) und auch in eigenen Fängen mehrfach im Bereich von Burg- oder anderen alten Ruinen im Wald oder in Waldnähe gefunden. Es ist plausibel, dass durch die puffernde Wirkung des (Kalk)gesteins und Kalkmörtels hier basenreiche, und zudem durch die Ruinentrümmern blockreiche Bedingungen bestehen (Vollrath 1960).

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Im Klima des Atlantikums ca. 6000 bis 3000 Jahre v.u.Z. dominierten Eichen- und Edellaubholz-Mischwälder die zonale Vegetation (Walentowski et al. 2004). Erst mit dem anschließenden „Siegesszug“ der Buche und von ihr stark dominierter Wälder wurden Edellaubbaum-Wälder auf „Sonderstandorte“ zurückgedrängt, auf denen die Buche eine verringerte Konkurrenzskraft aufweist.

Einen starken Bezug speziell zum Fraxino-Aceretum, nicht hingegen zum Aceri-Tilietum, weisen die Arten *Platynus scrobiculatus*, *Pterostichus transversalis*, *Pterostichus fasciatopunctatus*, *Leistus piceus* und *Platynus livens* (sporadisch) auf. Das Fraxino-Aceretum als kühl-schattig-(luft)feuchter, nährstoffreicher Lebensraum scheint als Lebensraum dem „klassischen“ Schluchtwald am nächsten zu kommen und ist ein an Charakterarten besonders artenreicher Lebensraum. Mehrere der Arten haben eine auf Südbayern bzw. Südbayern beschränkte Verbreitung, was mit reliktdären Arealbeziehungen zum Ostalpenraum zusammenhängen könnte. Diese Arten wären insofern „Rückwanderer auf kurze Distanz“ (Holdhaus 1954a), und hätten Nordbayern nach der Eiszeit nicht mehr erreicht. Arten dieser kleinen Gruppe können in zwei Kategorien eingeteilt werden: manche sind im Ostalpenraum verbreitet, wenn auch nicht unbedingt häufig, und kommen in verschiedenen Waldhabitaten vor; hierunter fallen *Leistus piceus*, *L. nitidus* ebenso wie *Pterostichus fasciatopunctatus*. Die Arten einer zweiten Kategorie, wie *Pterostichus transversalis* und *Platynus scrobiculatus*, sind hingegen offenbar auch hier, wenn auch möglicherweise weniger stark, an Schluchtwälder und Laubwälder an Schluchtbächen gebunden. Für alle genannten Arten dürfte die noch ausgeprägtere Beschränkung auf Schluchtwälder außerhalb der Alpen damit zusammenhängen, dass ihre Ansprüche an Kühle, ausreichende, aber nicht überschüssige Bodenfeuchte und Basenreichtum in den Alpen häufiger, außerhalb der Alpen aber nur in Schluchtwäldern und vergleichbaren Lebensräumen realisiert sind. Balint et al. (2011) präsentieren eine Hypothese für das Überleben solcher ausbreitungsschwacher Arten während der Eiszeit in „tiefen Tälern mit laufendem Wasser und relativ stabilem Mikroklima“, in Gebirgsregionen (bzw. -teilen), in denen die Gletscher nicht bis zu den Talböden reichten. Die

Verbreitungsbilder einiger der Arten sind demnach u.a. auch durch die Vegetationsgeschichte geprägt und heute als relikitär zu verstehen. Nach Kolbe (1924) ist *Carabus irregularis* „jedenfalls ein altes südliches Element aus der Tertiärzeit.“

Manche Arten dieses Verbreitungstyps und dieser Habitateinbindung haben es offenbar nicht geschafft, Bayern zu besiedeln, wie etwa der nur bis in das südöstliche Österreich vorgedrungene, ostalpisch-dinarisch-karpatisch verbreitete *Patrobus styriacus*, der in „Bruchwäldern, Schluchtwäldern und in Bachauen“ lebt (Müller-Motzfeld 2006a).

Es werden jedoch durch die Tests auch einige Arten wie *Pterostichus madidus* und *Carabus auratus* in den Kontext der Schluchtwälder gestellt, die eine westliche Gesamtverbreitung aufweisen und in Bayern nur die (Nord)westteile erreichen. Dies ist eine den südöstlichen Schluchtwald-Arten entgegengesetzte Verbreitung, und es sind auch Arten, die weniger zum Fraxino-Aceretum, sondern v.a. zum Adoxo-Aceretum eine Affinität aufweisen. Auch ein atlantisches Klima, wie es für bayerische Verhältnisse im Nordwesten Bayerns relativ am stärksten ausgeprägt ist, kann als ansatzweise ausgeprägtes „Schluchtwaldklima“ verstanden werden. Auch für diese Gruppe ist das Phänomen zu beachten, dass sie relativ hohe Treue-Werte, bei jedoch insgesamt geringer Nachweis-Zahl im Datensatz erreichen.

3.3.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Die meisten der verfahrensselektierten Arten werden in der aktuellen bayerischen Rote Liste geführt, der Schluchtwaldlaufkäfer beispielsweise mit der Kategorie 3 (gefährdet) oder *Platynus scrobiculatus* mit der Kategorie 2 (stark gefährdet).

Arten besonderer Schutzverantwortung sind *Carabus irregularis* (und in sehr hohem Maße dessen ssp. *irregularis* (Müller-Kroehling 2009), *Trechus rotundipennis* und *Pterostichus transversalis* (Müller-Kroehling 2012).

Möglicherweise ist *C. irregularis* am Rand des Verbreitungsgebietes, so in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen, bereits rückläufig, da diese Art hier bei gezielter Nachsuche nicht mehr gefunden werden konnte (Pagenkämper 2008, Bleich, mdl. Mitt. 2011), während sie noch ca. 50 Jahre früher in nordexponierten Buchenwäldern des Teutoburger Waldes zu den dominanten Arten gehörte (Weber 1966).

Auch für weitere in Schluchtwäldern mit hoher Stetigkeit auftretende Arten wie *Molops elatus*, *Trichotichnus laevicollis*, *Abax ovalis* und *Pterostichus burmeisteri* besteht eine Schutzverantwortung Mitteleuropas.

Einige der Arten sind außerhalb der Alpen als dealpine Reliktarten betrachten (*Platynus scrobiculatus*, *Pterostichus transversalis*, *P. fasciatopunctatus*). Besondere „Verantwortungsräume“ in Bayern sind Südostbayern (plus Alpen) und der östliche Bayerische Wald, sowie alle Vorkommensregionen des Schluchtwaldlaufkäfers (bisher bekannt aus Voralpengebiet und Alpen, Tertiärhügelland (Leiten), Ostbayerischem Grundgebirge, Frankenalb und Rhön.

Da alle Arten mit stärkerem Bezug zu Schluchtwäldern nicht flugfähig sind, ist der Erhalt entsprechender Waldbestände mit **Habitattradition** und der Erhalt bzw. ggfs. die Wiederherstellung eines räumlichen Konnexes sehr wichtig.

Totholz spielt für einen erheblichen Teil der Arten dieses Habitattyps (*Carabus irregularis*, *Limodromus assimilis*, *Pterostichus niger*, *Molops elatus*, *Cychrus caraboides*, *Abax ovalis*, *Pterostichus burmeisteri*, *Trichotichnus laevicollis*, u.a.) eine wichtige Rolle bzw. es besteht eine Affinität zu Flächen mit einer Mindest-Ausstattung oder höheren Vorräten daran, sicher

u.a. auch als kühl-feuchter Versteckplatz in Zeiten trockener Witterung, sowie als Nahrungshabitat.

Manche der Arten scheinen aus der Summe der genannten Faktoren heraus (Ausbreitungsschwäche, hohe Anforderungen an Mikroklima, Bestockung und Habitatrequisiten) den Charakter von **Naturwaldreliktarten** zu haben. Eine solche Art ist *Carabus irregularis*. Auch für *Pterostichus transversalis* und *P. fasciatopunctatus* könnte diese Einstufung zutreffen, auch wenn aufgrund der geographisch beschränkten Verbreitung dieser Arten in Bayern nicht genügend eigene Funde vorliegen, um speziell die Beziehung der Art zu allen Habitatrequisiten statistisch absichern zu können. Beide Arten fanden sich in den Untersuchungen von Waitzbauer (2003) in österreichischen Naturwäldern ausschließlich in den Waldbeständen mit Urwaldcharakter. Auch im Alpen-Kontext sind diese beiden Arten demnach nicht häufig, sondern stellen offenbar hohe Ansprüche an den Lebensraum.

Eine Reihe der Arten, die als charakteristische und Charakterarten der Schluchtwälder aufzufassen sind, sind **petrophil** (Holdhaus 1954a) und z.T. **cavernophil** (Mandl & Schönmann 1978), d.h. v.a. am Rand ihres Valenzbereichs möglicherweise auf Hohlräume unter Steinen oder Steinhaufen (in Bachschluchten) als Versteckplätze angewiesen (Lorenz 2001). Nitzu (2000) hat aufgezeigt, dass manche nicht per se troglobionte Arten am Rande ihres thermischen Valenzbereichs z.T. auf eine zunehmend schattenliebend-troglophile Lebensweise übergehen.

„Felsfreistellungen“ sollten auf Bereiche beschränkt bleiben, in denen eine entsprechende Offenland-Tradition vorhanden ist. Tradierte, kühl-feuchte Felsbereiche mit Schluchtwaldcharakter sollten hingegen für diese Maßnahmen tabu sein.

Der Erhalt von Wäldern mit Habitattradition, in ausreichender Größe und in guter Habitatausstattung (v.a. hohen Totholzvorräten und Erhalt eine kühl-feuchten Schluchtwaldklimas) ist daher für den Erhalt der Artenvielfalt dieser Habitattyps von entscheidender Bedeutung.

3.4. Eichenwälder, insbesondere Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald

3.4.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.

Vegetationskundlich werden Eichenwälder Mitteleuropas verschiedenen Ordnungen zugeordnet (Härdtle et al. 2004, Walentowski et al. 2004), beispielsweise von Walentowski et al. (2004) aber dennoch in einem gemeinsamen Kapitel behandelt.

Eichenwälder des „**Carpinion**“ (vgl. Abb. 3.12.) sind in Bayern in Form von zwei Waldgesellschaften vertreten, dem flächenmäßig dominierenden, kontinental getönten Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (GC) und dem eher im atlantischen Gebiet Deutschlands verbreiteten Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (SC). Letzterer kommt in Bayern v.a. auf Feuchtstandorten vor, die zu Auwäldern vermitteln (Müller 1967), oder aus solchen durch Veränderung des hydrologischen Regimes hervorgegangen sein können.

Der **Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald** als der wesentlich verbreitetere Typ ist geprägt durch starke Wechselfeuchte bzw. v.a. Wechsel trockenheit und strengen Ton bis an die Oberfläche (Müller 1967) bzw. bis maximal ca. 20-30 cm von besser durchwurzelbaren Substraten überdeckt. Auf erheblich größerer Fläche ist der Lebensraumtyp sekundär durch Zurückdrängung der Buche infolge von Stockausschlag- und Hutewirtschaft (in Bayern v.a. Mittelwald-, aber auch Nieder- und Schälwaldwirtschaft) entstanden. Im Hauptverbreitungsgebiet der Eichen-Hainbuchenwälder Bayerns war es die bei weitem verbreitetste Wirtschaftsform (Bärnthol 2003). Primäre und sekundäre Formen kommen in der Regel innig verzahnt vor. Um den Wasserüberschuss im Frühjahr zu reduzieren, verfügen nicht wenige der primären Galio-Carpineten sogar über Entwässerungsgräben, und sind z.T. überhaupt auch erst durch Entwässerung aus Sumpf- oder sogar Bruchwäldern hervorgegangen (Peppler-Lisbach & Peters 1999, Zörner 2003). Primäre Typen stocken v.a. auf Pelosolen, d.h. stark bindigen, plastischen Substraten, die durch Wechsel trockenheit, Schwundrisse, und Sauerstoffmangel forstliche Extremstandorte darstellen. Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder sind daher natürlicherweise ein Waldtyp von „Sonderstandorten“, was aufgrund ihrer relativ weiten Verbreitung und der Bezeichnung der Eichen als forstliche „Hauptbaumarten“ vielfach verkannt wird.

Beide zum Carpinion gehörenden Eichenwald-Typen werden im Habitattypenkatalog zwar unterschieden, sollen hier jedoch in einem Kapitel und einer Arten-Tabelle gemeinsam betrachtet werden, da es - zumal in Bayern - fließende Übergänge zwischen beiden gibt. Beispielsweise für den Reichswald konstatiert Brunner (2005), dass die Differenzierung beider Typen oft schwierig ist, zumal Oberdorfer (1992) auch „von einer wechselfeuchten Variante des GC ausgeht und die westlichen Arten des SC“ im kontinentaleren Bayern „ausfallen“ (Brunner 2005). Der **Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald** ist ohnehin Müller (1967) zufolge vegetationskundlich eine „Rumpfassoziation“, da er „keine eigenen Kennarten besitzt“. Aufgrund seiner Seltenheit im eher subkontinental getönten Bayern ist das SC nur durch insgesamt 4 Probeflächen repräsentiert (alles eigene Daten). Diese erlauben, für sich betrachtet, lediglich Trendaussagen, lassen jedoch so relativ weitgehende Übereinstimmungen mit den Labkraut-Eichen-Hainbuchenwäldern erkennen, dass eine gemeinsame Betrachtung (zusätzlich zur getrennten) sinnvoll erscheint.

Eichen-Trockenwälder auf sonnseitigen, trockenen, sauren oder basenreichen Festgesteinen sind in Bayern aufgrund der im ganzen Land für Buchenwälder günstigen Niederschlagsverhältnisse natürlicherweise selten. **Bodensaure Traubeneichenwälder auf Sandstandorten** wären in Bayern v.a. im Oberpfälzer Becken- und Hügelland und den Sandgebieten des Keuperbeckens als Schlusswaldgesellschaften verbreitet (Scheuerer

1994). Sie sind v.a. deshalb selten, weil sie vielfach in Kiefernforste umgewandelt worden sind (Walentowski et al. 2004).

Eichenwälder nehmen nur eine relativ geringe Flächen Bayerns ein (5,5% Bestockungsanteil der Eichen, Schnell & Bauer 2005), der nach Walentowski et al. (2004) aber geringer ist als der anzunehmende natürliche. Dabei gibt es aber große Unterschiede zwischen den Eichenwaldtypen. Während Eichen-Hainbuchenwälder in ihrer Flächenausdehnung (v.a. durch Stockausschlagwirtschaft) gegenüber dem ursprünglichen Umfang eher an Fläche zugenommen haben, wurde die Fläche bodensaurer Traubeneichenwälder sandiger Standorte extrem dezimiert.

Ein nicht unerheblicher Anteil der Eichenwaldfläche Bayerns ist solchen „sekundären“ Bestockungstypen zuzurechnen, denen keine FFH-Lebensraumtyp oder Waldgesellschafts-Funktion zukommt, sondern die als „Eichenforste“ auf Buchenstandorten bezeichnet werden könnten. Da die hier meist dominierende Traubeneiche jedoch auch schon eine natürliche Mischbaumart dieser Standorte ist, handelt es sich bei diesen Bestandstypen (wie beispielsweise den Traubeneichenwäldern des Spessarts) dennoch um naturnahe Ausprägungen. Sie können als „**Eichen-reiche Fageten**“ verstanden werden.

Gegenstand der Auswertungen sind aufgrund ihrer Flächenbedeutsamkeit und des FFH-LRT-Charakters Eichen-Hainbuchenwälder. Die anderen Typen werden nur mitbehandelt.



Abb. 3.12.: Primärer, baumartenreicher Eichen-Hainbuchenwald bei Krautostheim; sekundärer Eichen-Hainbuchenwald aus Mittelwaldnutzung bei Mönchsodheim

Schlüsselfaktoren: Bindiger Boden (v.a. strenge Tone, Pelosole); ausgeprägte Wechselfeuchte oder -trockenheit; Lichtigkeit, hoher Eichen-Anteil; Mindest-Basenausstattung (kein extrem saurer Standort)

Die Mindestanforderungen an die Basenausstattung können auf den von Eichen-Hainbuchenwäldern in Bayern eingenommen Standorten in aller Regel als erfüllt angesehen werden.

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind Eichenwälder mit Stiel- und Traubeneiche vor allem in den kontinentaleren Teilen Europas bis in den östlichen Wald-Steppen-Gürtel verbreitet (Bohn et al. 2003). Von Stiel- oder Traubeneiche und ihren Mischbaumarten dominierte Wälder stellen in Mitteleuropa nur auf relativ kleiner Fläche die Klimaxvegetation, wurden aber historisch durch Stockausschlagwirtschaft und Hutewaldnutzung gefördert (s.o.). Von Mittel- nach Ost- und Südosteuropa gewinnen Eichen-Hainbuchenwälder gegenüber Buchenwäldern zunehmend an Konkurrenzkraft und bilden jenseits der östlichen Verbreitungsgrenze der Buche die zonale Vegetation niedrigerer und mittlerer Lagen.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Vegetationskundlich ist die Klassifizierung von Eichen-Wäldern in den letzten Jahrzehnten einem steten Wandel unterworfen gewesen (z.B. Müller 1967, Knollova & Chytry 2004, Kasprowicz 2010). Knollova & Chytry (2004) befanden, dass manche der vegetationskundlichen Einheiten auf Grundlage multivariater Verfahren nicht zu bestätigen sind. Auch die Eichen-Hainbuchenwälder des Carpinion-Verbandes werden vegetationskundlich zunehmend hinterfragt. Nicht nur im Fagetum, auch im Carpinion haben Trauben- und Stieleiche auf vielen Standorten und Ausgangssituationen Konkurrenzprobleme mit den namensgebenden (Halb)schattbaumarten und verschiedenen Edellaubbaumarten wie v.a. der Esche (Müller-Kroehling 2013e). Nicht nur im Alpenvorland, wo Eichen-Hainbuchenwälder gen Süden sukzessive, mit zunehmendem Einfluss des Alpenstaus, von Edellaubholz-reichen und v.a. Ahorn-reichen Wäldern abgelöst werden (Seibert 1969), sind sie oft natürlicherweise reich an Edellaubbäumen wie insbesondere Esche und Winterlinde. Von Eichen dominierte Eichen-Hainbuchenwälder sind möglicherweise auch auf stärker hydromorphen Standorten häufiger als bisher angenommen durch eine frühere Begünstigung der Eiche geprägt. Neuere Vegetationskarten Europas (Bohn et al. 2003) und für Bayern (BfN & LfU 2009) sprechen daher überwiegend nicht mehr von Eichen-Hainbuchenwäldern, sondern v.a. von Eschen-Hainbuchenwäldern. In der FFH-Richtlinie sind die LRT 9170 und 9160 allerdings ausdrücklich als Eichen-Hainbuchenwälder definiert. Die vegetationskundliche Diskussion hat also in der Definition geschützter Lebensraumtypen der FFH-RL und des §30c (noch) keinen Niederschlag gefunden. Zu den Edellaubholzwäldern einschließlich der Hartholzauwälder bestehen in jedem Fall verschiedene, fließende Übergänge.

Jene Eichen-reichen Wälder auf Buchenstandorten, die vegetationskundlich nicht als sekundäre Eichen-Hainbuchenwälder angesprochen werden, werden als **Eichen-reiche Fageten** (basenreicher oder saurer Standorte getrennt) verschlüsselt. Sie sind hier nicht als eigener Typ, sondern im Vergleich mit (halb)natürlichen Eichenwäldern von Interesse. Ein solcher Vergleich kann direkt erfolgen, oder über die unterschiedliche Konvolut-Bildung mit bzw. ohne Einbeziehung dieser Eichenwald-Typen. Zwischen diesen Typen und sekundären Eichen-Hainbuchenwäldern bestehen für die basenreicheren Varianten ebenfalls Übergänge. Das Auftreten der Carpinion-Charakterarten der Bodenvegetation, die überwiegend zu den „Saumarten“ zu zählen sind, hängt auf diesen Standorten u.a. auch von der Form der Bewirtschaftung ab. Bei hochwaldartiger, kleinflächigerer Bewirtschaftung werden sie weitgehend ausgedunkelt, bei regelmäßigeren stärkeren Eingriffen können sie einen höheren Anteil einnehmen.

Bodensaure Eichenwälder auf Sandstandorten sind wie erwähnt weit überwiegend in Kiefernforste umgewandelt worden. Dort, wo beide Baumarten gemeinsam vorkommen, bestehen Übergänge zwischen diesen Eichenwäldern und Sand-Kiefernforsten (Dicrano-Pineten), die z.T. als „Pino-Querceten“ bezeichnet werden (z.B. Rink 1991). Manche bodensauren Eichenwälder auf armen, ebenen Lockersanden werden als Eichen-Birkenwälder beschrieben („Betulo-Querceten“), die dem FFH-LRT 9190 („Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandstandorten“) zugeordnet werden können, der allerdings atlantisch verbreitet ist und in Bayern praktisch nicht vorkommt. Er umfasst einen trockenen und einen feuchten Flügel.

Bodensaure, nicht-hydromorphe Eichenwälder auf Festgesteinen sind natürlicherweise nur auf Standorten realisiert, die für Buchen-Dominanz zu trocken sind. Dies ist in einem insgesamt relativ niederschlagsreichen Land wie Bayern nur auf kleiner Fläche, v.a. am Donaurandbruch, natürlicherweise der Fall (s.o., Scheuerer 1994). Ein Teil dieser Wälder wurde durch Schafbeweidung u.ä. Maßnahmen in **Trocken- und Magerrasen** überführt. Auf sehr flachgründigen, trockenen Standorten lösen sich die Eichen-Trockenwälder zunehmend auf und gehen über **Trockengebüsche** (z.B. mit dominierender Feldulme) kleinflächig in **(halb)offenes Felsterrain** über (exemplarisch beispielsweise am Bogenberg). Über

Feldulmen-reiche Gebüsch auf trockenem Lockgestein (kleinen, flachgründigen Haldenkörpern) bestehen Übergänge zu den Eichen-Lindenwäldern (QT) und anderen eher trockenen, bodensauren Edellaubholzwäldern, die beim Schluchtwald behandelt werden.

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

Eine schematische Übersicht über die einbezogenen Habitats und die Konvolutbildungen im Kontext der Eichenwälder (v.a. Eichen-Hainbuchenwälder) zeigt Abbildung 3.13., eine tabellarischer Zusammenstellung gibt Tabelle 3.25.

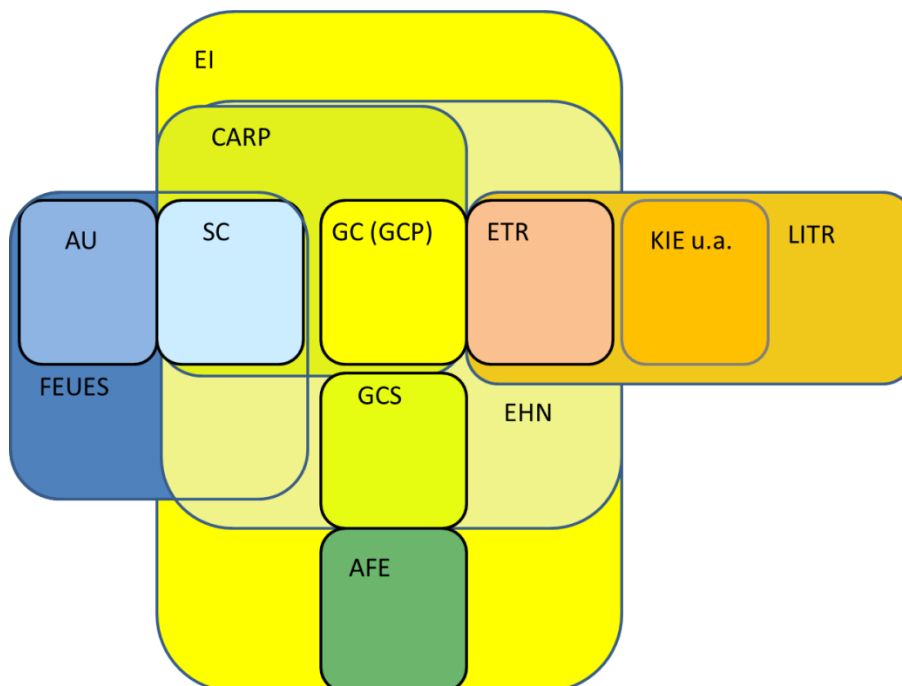


Abb. 3.13.: Zusammenhang/Typisierung der Eichen-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute (schematisch, vereinfacht; Abkürzungen sh. Tabelle 3.25. und Anlage 1).

Eichenwälder sind in Abbildung 3.13. gelb dargestellt. Im Zentrum der Betrachtungen steht das Galio-Carpinetum (GC), das hier primäre und sekundäre Ausprägungen beinhaltet. Die theoretisch mögliche Unterscheidung beider Typen stößt u.a. wegen der oft gegebenen kleinstandörtlichen Mosaiksituationen an Grenzen. Vegetationskundlich hängt das Vorkommen der Carpinion-Kennarten v.a. von der Waldstruktur ab, da es sich überwiegend um „Saumarten“ handelt (s.o.). Zusammen mit dem sekundären Galio-Carpinetum (GCS), dem Stellario-Carpinetum (SC) und dem Eichen-Trockenwald (ETR) bildet es das Konvolut (halb)natürlicher Eichenwälder (EHN). GC und SC zusammen bilden das Carpinion (CARP). Alle Eichenwälder zusammen, einschließlich der Eichen-reichen Fageten, bilden das Konvolut der Eichenwälder (EI).

Eichenwälder haben auf dem feuchten Flügel (links) Beziehungen zu Auwäldern und bilden zusammen mit jenen das Konvolut der Feuchtwald- und natürlichen Carpinion-Eichenwaldstandorte (FEUES). Im Bereich des Stellario-Carpinetums (SC) und der Hartholzauwälder sind die Übergänge z.T. fließend. Auf dem trockenen Flügel (rechts) leiten die Eichenwälder zu den Kiefernwäldern über und bilden mit diesen das Konvolut lichter, trockener Wälder (LITR).

Die in den verschiedenen Analysen verwendeten, relevanten Konvolute sind in Tabelle 3.28. vollständig aufgeführt.

Tab. 3.25: Eichenwälder und von ihnen mit gebildete Konvolute

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
EHN	Eichenwälder (halb)natürlich	HTB1=29
ETR	Eichen-Trockenwälder	HTB1=31
CARP	(Halb)natürliche Carpinion-Standorte	HTS1=16
CARPN	Natürliche Carpinion-Standorte	HT=601+610
TRWS	Trockenwald-Standorte	HTS1=25 (=HTB3X=6)
TRLW	Trockener und lichter Laubwald (und -gebüsch)	HTB3X=6 (=HTS1=25)
TRO	Trockener Wald und (-gebüsch)	HTB1(X)=25
EI	Eichenwald	HTB2=13
LITR	Lichter/Trockener Wald (Laub/Nadel)	HTB3=8
FEUES	Feucht- und natürliche Eichen-Standorte vom Typ Carpinion	HTS2=7
TRSS	Trockenwald- und Sandstandorte (alle)	HTS2=10
GC	Galio-Carpinetum	HT=601-603
GCP	GC, primär	HT=601
GCS	GC, sekundär	HT=603
SC	Stellario-Carpinetum	HT=610
FE	Fagetum, Eichen-reich	HT1=30
LFE	Luzulo-Fagetum, eichenreich	HT=118
AFE	Asperulo- oder Hordelymo-Fagetum, eichenreich	HT=122

3.4.2. Datengrundlage

Die Datengrundlage nach Habitattypen und Regionen kann Tabelle 3.26. und 3.27. entnommen werden.

Tab. 3.26: Datengrundlage, nach Habitattypen

HT	GC	SC	AFE	Sonstige	Sa.
Anz.	47	4	7	6	64

Tab 3.27: Datengrundlage, nach Regionen

Reg	N1	N2	N3	O1	O2	O3	S1	S2	S3
Anz.	9	34	9	-	-	-	1	11	-

Insgesamt wurden 64 Datensätze einbezogen, mit einem räumlichen Schwerpunkt im Teilraum N2. Eher wenige Flächen liegen südlich der Donau, was aber der natürlichen Verbreitung von Eichenwäldern sowohl potenziell als auch aktuell entspricht. Zum Vergleich sind acht Datensätze aus von Eichen dominierten Wäldern enthalten, die pflanzensoziologisch dem Asperulo- bzw. Luzulo-Fagetum zuzuordnen sind (Eichen-reiche Fageten).

Einbezogene Daten für das GC stammen zum Teil aus aktiven Mittelwäldern (u.a. aus dem Projekt „V56“, vgl. Müller-Kroehling 2003b, Müller-Kroehling 2007) und aus Überführungswäldern, echte Hochwälder des GC mit einer entsprechenden Bewirtschaftungstradition gibt es in Bayern praktisch nicht. Der deutliche Schwerpunkt der Daten stammt aus dem Fränkischen Keupergebiet. Zu den nach Datenschluss erfolgten Erhebungen in Eichen-Hainbuchenwäldern der Lohwald-Reste der Münchner Schotterebene vgl. Anlage 5. Für das SC wurden Flächen im Donautal (NWR „Haarbruck“), Isartal (Waldklimastation „Landau“) und der Nördlichen Frankenalb (NWR „Kitschentalrangen“) einbezogen. Fremddaten für diesen HT aus Bayern lagen nicht vor.

Wie dargestellt liegen nur sehr wenige Datensätze aus Eichen-Trockenwäldern wie auch den Eichen-Linden-Blockwäldern der Rhön (QT) vor. Es sind in Bayern sehr seltene Habitattypen. Diese Daten werden hier v.a. für die übergeordneten Berechnungen in Konvoluten, weniger als eigene HT dargestellt, da die geringe Datenbasis hierzu nur sehr eingeschränkt Auswertungen oder Ableitungen erlaubt. Die Betrachtung dieser Habitats muss daher wie dargestellt ggfs. anderen Arbeiten vorbehalten bleiben. Es steht zu vermuten, dass zu den durch Feuchte und bindige Substrate geprägten Eichen-HT erhebliche Unterschiede bestehen, die sich auch aus den wenigen vorliegenden Datensätzen bereits andeuten.

Müller-Kroehling (2007) hat eine erste Einschätzung charakteristischer Arten der Eichen-Hainbuchenwälder vorgelegt.

Besondere Beachtung verdienen im Kontext der Eichenwälder die beiden arboricole Puppenräuber-Arten Großer (*Calosoma sycophanta*) und Kleiner Puppenräuber (*C. inquisitor*). Beide gelten als mehr oder weniger stark an Eichenwälder gebunden, z.T. auch an Mittelwälder (Trautner 1996b). Beide neigen zur starken Vermehrung bei Gradationen ihrer bevorzugten Nahrungstiere und daher zusätzlich zur „versteckten Lebensweise“ (arboricole Lebensweise, kurze Erscheinungszeit) zu starken Abundanzschwankungen. Aus den genannten Gründen sind sie allenfalls in solchen Gradationsjahren mit höherer Nachweiswahrscheinlichkeit auch mit Bodenfallen zu erfassen (vgl. ausführlich in Anl. 5). Daher wurde im Rahmen eines Praktikums (2008, Koch & Hammerl) und einer Diplomarbeit (Koch 2009) das Vorkommen beider Arten im fränkischen Eichengebiet auf 20 Probeflächen mit Stammanlauf-Fallen untersucht. Diese Ergebnisse fließen hier nachrichtlich ebenfalls ein.

3.4.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.4.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

In der Tabelle 3.28. sind die Stetigkeitswerte der Arten mit einer höheren Stetigkeit für das Galio-Carpinetum, und zwar insgesamt, aber auch getrennt in primäre und sekundäre Ausprägungen, aufgeführt.

Tab. 3.28: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Eichen-Hainbuchen-Wäldern (in %), sortiert nach absteigender Stetigkeit im GCP

	Areal-restr.	GCP	GC	GCS
N		41	46	5
<i>Abax parallelepipedus</i>		95	96	100
<i>Abax parallelus</i>		95	96	100
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		95	91	60
<i>Carabus nemoralis</i>		93	93	100
<i>Molops piceus</i> SUM		73	65	0
<i>Molops piceus</i> (s.str.)		71	63	0
<i>Carabus coriaceus</i>		66	65	60
<i>Amara communis</i> (agg.) SUM		56	52	20
<i>Abax carinatus</i>		51	48	20
<i>Pterostichus niger</i>		46	46	40
<i>Pterostichus melanarius</i>		44	41	20
<i>Notiophilus biguttatus</i>		41	43	60
<i>Harpalus latus</i>		37	35	20
<i>Limodromus assimilis</i>		37	35	20
<i>Molops elatus</i>		34	30	0
<i>Amara convexior</i>		32	30	20
<i>Notiophilus palustris</i>		32	33	40
<i>Poecilus cupreus</i>		32	30	20
<i>Trechus quadristriatus</i>		22	24	40
<i>Carabus auronitens</i>		20	22	40
<i>Carabus granulatus</i>		17	20	40
<i>Nebria brevicollis</i>		17	20	40
<i>Microlestes minutulus</i>		15	15	20
<i>Trichotichnus nitens</i>	X	0	5	67

Die Arten höherer Treue für Eichen-Hainbuchenwälder sowie für Eichen-Trockenwälder sind in Tabelle 3.29. aufgeführt.

Tab. 3.29: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für und Eichen-Hainbuchenwälder und allgemein für Eichenwälder und Trockenwälder einschließlich -gebüsch (in %), sortiert nach der Treue für das GC

Art	TS_GCP	TL_GCP	TS_GC	TL_GC	TS_SC	TL_SC	TS_CA-RPN	TL_CA-RPN	TS_CA-RP	TL_CA-RP	TS_EI	TL_EI	TS_TR-LW	TL_TR-LW
<i>Calosoma sycophanta</i>	100	100	100	100	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Pterostichus ovoideus</i>	69	92	69	92	0	0	69	92	69	92	69	92	69	92
<i>Carabus monilis</i>	70	85	70	85	0	0	70	85	70	85	70	85	70	85
<i>Calosoma inquisitor</i>	75	75	75	75	0	0	75	75	75	75	100	100	100	100
<i>Abax carinatus</i>	49	70	51	70	5	9	53	79	56	79	58	80	58	80
<i>Amara convexior</i>	46	63	50	65	4	0	50	64	54	66	54	66	54	66
<i>Pterostichus melas</i>	25	50	50	70	13	5	38	55	63	75	63	75	63	75
<i>Harpalus latus</i>	20	45	21	45	3	3	22	47	24	48	29	50	29	50

<i>A. communis</i> (agg.)_SUM	30	31	31	32	1	0	31	32	32	32	32	32	32	32
<i>Notiophilus rufipes</i>	44	28	56	32	0	0	44	28	56	32	56	32	56	32
<i>Notiophilus palustris</i>	19	23	21	24	0	0	19	23	21	24	23	25	23	25
<i>Bembidion mannerheimii</i>	20	22	20	22	2	10	22	32	22	32	24	32	24	32
<i>Poecilus versicolor</i>	13	22	13	22	0	0	13	22	13	22	13	22	13	22
<i>Bembidion lampros</i>	20	21	20	21	0	0	20	21	20	21	23	23	23	23
<i>Paratachys bistriatus</i>	33	20	33	20	0	0	33	20	33	20	33	20	33	20
<i>Amara ovata</i>	28	18	28	18	3	1	31	20	31	20	41	26	41	26
<i>Abax parallelus</i>	16	17	18	26	2	2	18	19	20	28	23	30	23	30
<i>Amara communis</i> (agg.)	22	16	22	16	0	0	22	16	22	16	22	16	22	16
<i>Pterostichus melanarius</i>	17	14	18	17	4	11	21	25	22	28	25	30	25	30
<i>Badister bullatus</i>	14	13	14	13	0	0	14	13	14	13	14	13	14	13
<i>Carabus ulrichii</i>	21	11	29	19	7	31	29	42	36	50	36	50	36	50
<i>Harpalus tardus</i>	21	11	21	11	0	0	21	11	21	11	21	11	29	36
<i>Harpalus pumilus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	40
<i>Amara fusca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100

Eine ganze Reihe von Arten erreicht Treue-Werte von 30% oder höher für eines oder mehrere der Konvolute, nicht wenige Arten auch deutlich höhere Werte bis z.T. 100%. Drei Arten sind wegen ihrer Treue für „Trockene Laubwälder“ in der Tabelle enthalten, basieren aber wie dargestellt nur auf einer sehr geringen Datenbasis.

3.4.3.2. Ordination mittels DCA

Der von Eichenwäldern eingenommene Ordinationsraum in der DCA ist in Abbildung 3.14. gelb hervorgehoben.

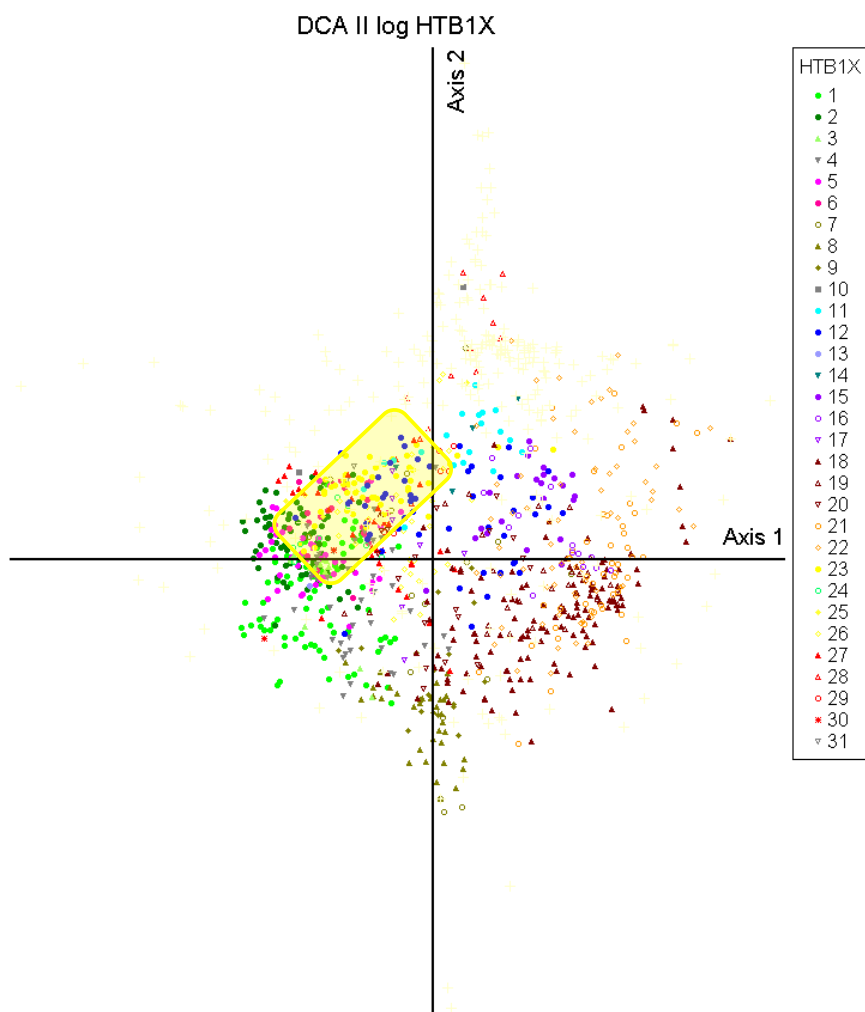


Abb. 3.14.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 3.1.; Bereich mit Lage der Eichenwälder hervorgehoben.

In der DCA nehmen die Eichen-Hainbuchenwälder einen relativ eng begrenzten Bereich ein, der einen Übergang von den Landwäldern (basenreiche Buchenwälder, Schluchtwälder) zu den mineralischen Feuchtwäldern (d.h. Auwäldern) darstellt, wobei die Überschneidungen mit beiden genannten Bereichen den Ordinationsraum der Eichen-Hainbuchenwälder je ungefähr zur Hälfte bedecken. Ein völlig eigenständiger Bereich ist nicht zu erkennen.

Die Ordinationsergebnisse der einzelnen verfahrensselektierten Arten finden sich für die Eichenwälder in der Anlage A.3.3. Eine Reihe von Arten zeigt im Ordinationsbild eine mehr oder weniger starke Fokussierung auf Eichenwälder. Exemplarische Arten werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

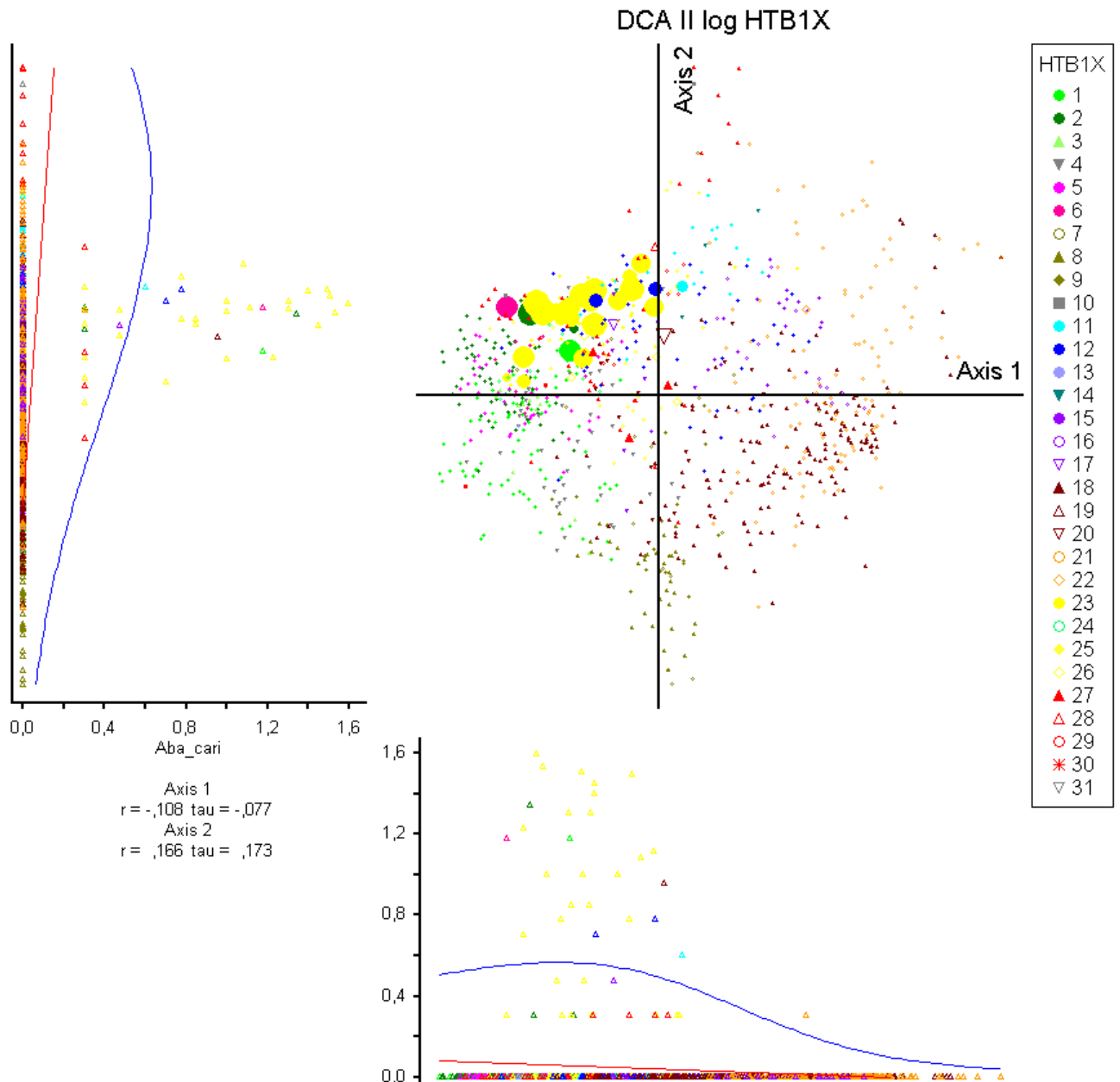


Abb. 3.15.: DCA für *Abax carinatus*

Abax carinatus (Abb. 3.15.) zeigt einen starken Bezug zu Eichen-Hainbuchenwäldern, Funde in anderen Habitattypen treten nur vereinzelt und im "Nahtbereich" der Eichen-Hainbuchenwälder im Ordinationsdiagramm auf. Weitere Arten, die eine recht starke Beziehung zu dieser Habitatgruppe zeigen, bei insgesamt weniger Funden, sind *Pterostichus*

ovoideus, *Calosoma inquisitor* und eingeschränkt auch *Amara convexior* und *Carabus monilis*.

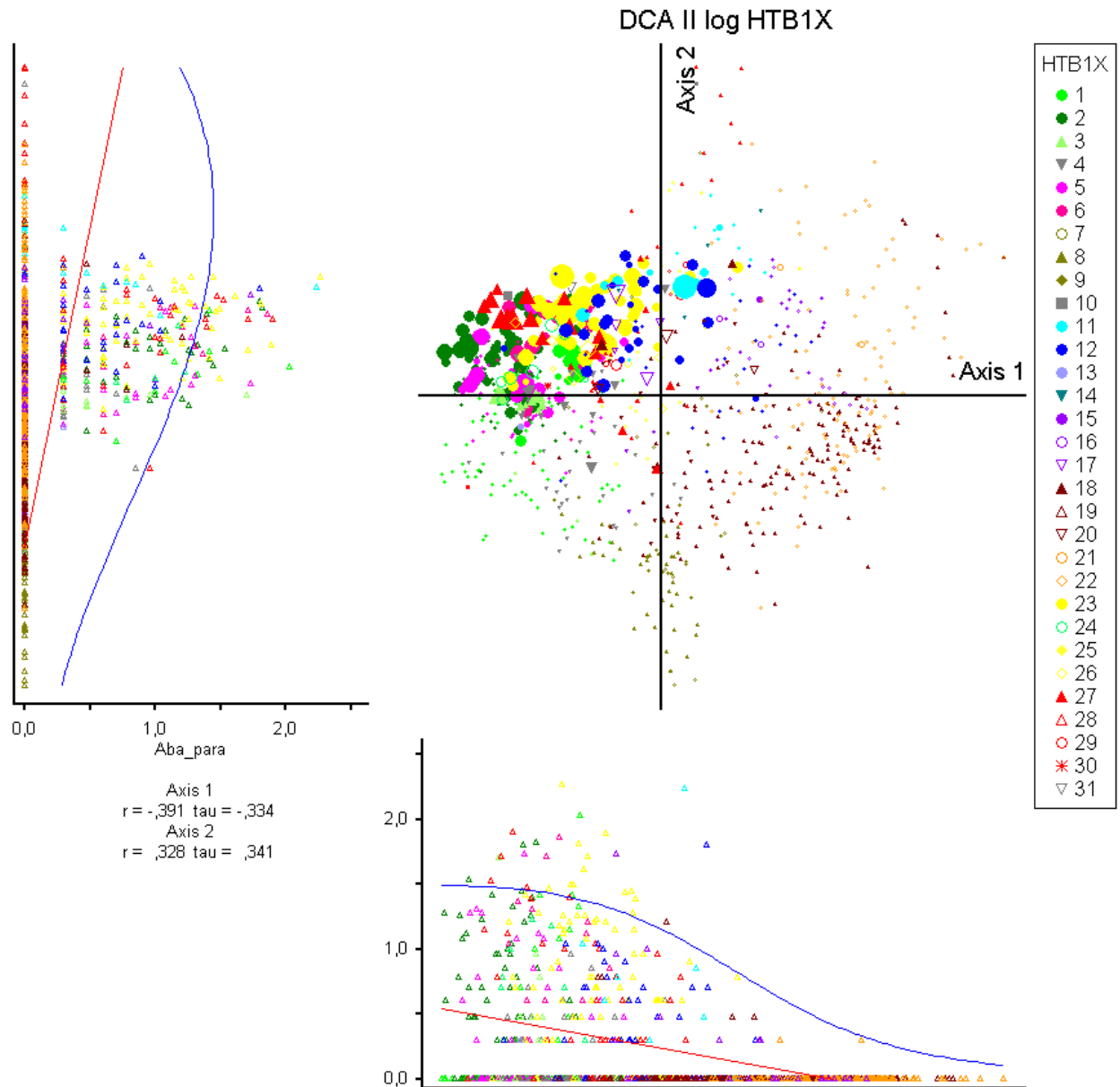


Abb. 3.16.: DCA für *Abax parallelus*

Das Ordinationsbild von *Abax parallelus* (Abb. 3.16.) ist deutlich auf den linken oberen Quadranten des Ordinationsraumes konzentriert, zeigt hier aber keine echte Konzentration oder gar Beschränkung auf eine der Habitattypengruppen. Neben Eichen-Hainbuchenwäldern werden sowohl basenreiche Buchenwälder, Schluchtwälder, aber auch Kiefernwälder und Bachauwälder besiedelt. Ein recht ähnliches Bild zeigen *Carabus nemoralis* und *Molops piceus* (sh. Anl. 3).

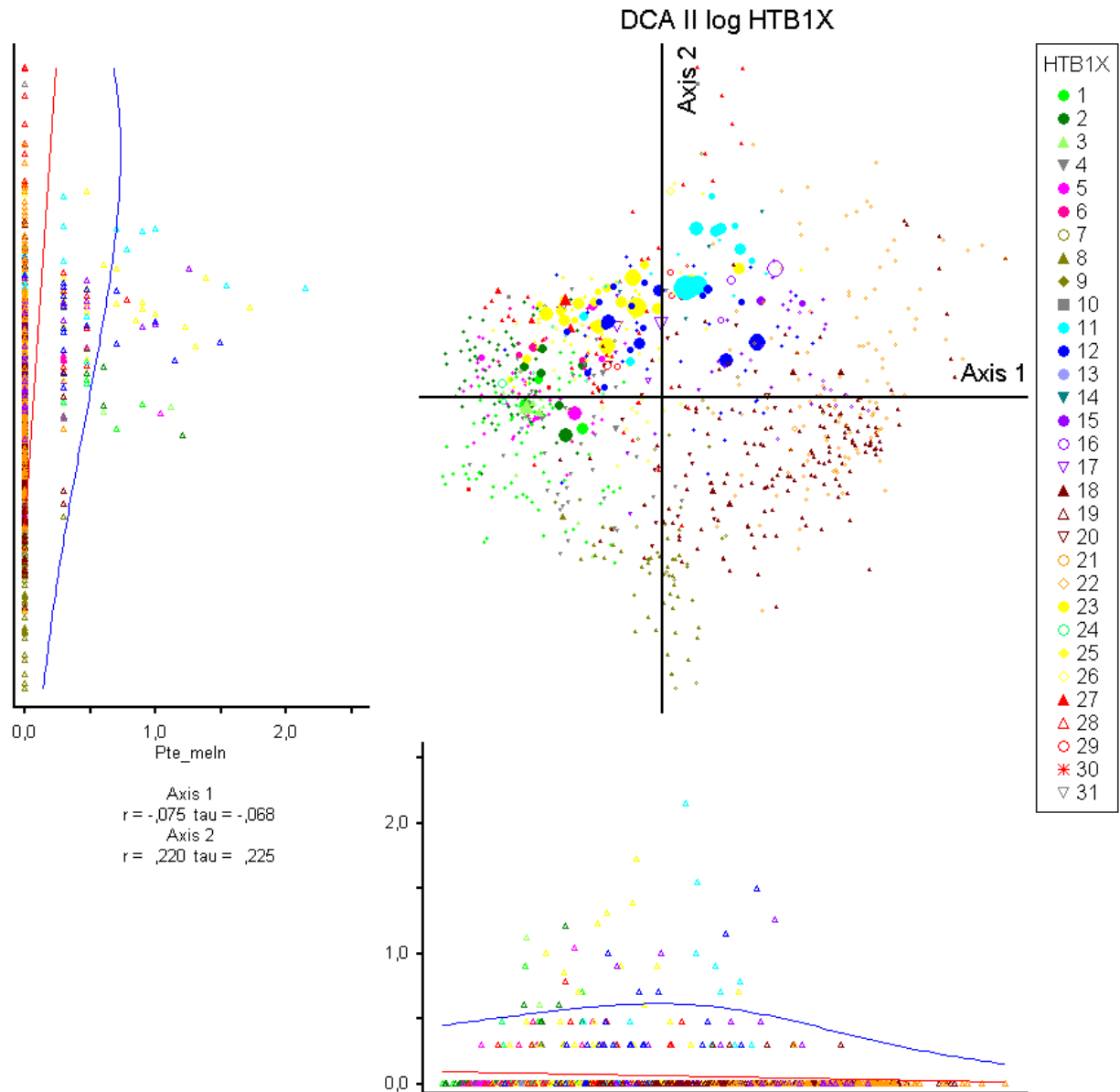


Abb. 3.17.: DCA für *Pterostichus melanarius*

Der Ordinationsraum von *Pterostichus melanarius* (Abb. 3.17.) stellt hauptsächlich eine Vereinigungsmenge von Eichen- und Auwäldern dar, Buchenwälder werden in geringeren Dichten auch besiedelt, Schluchtwälder und andere Feucht- oder Hochlagenwälder wie auch Nadelforste praktisch gar nicht. Ähnliche Ordinationsbilder haben *Notiophilus palustris* und *Limodromus assimilis* (vgl. Anl. 3.)

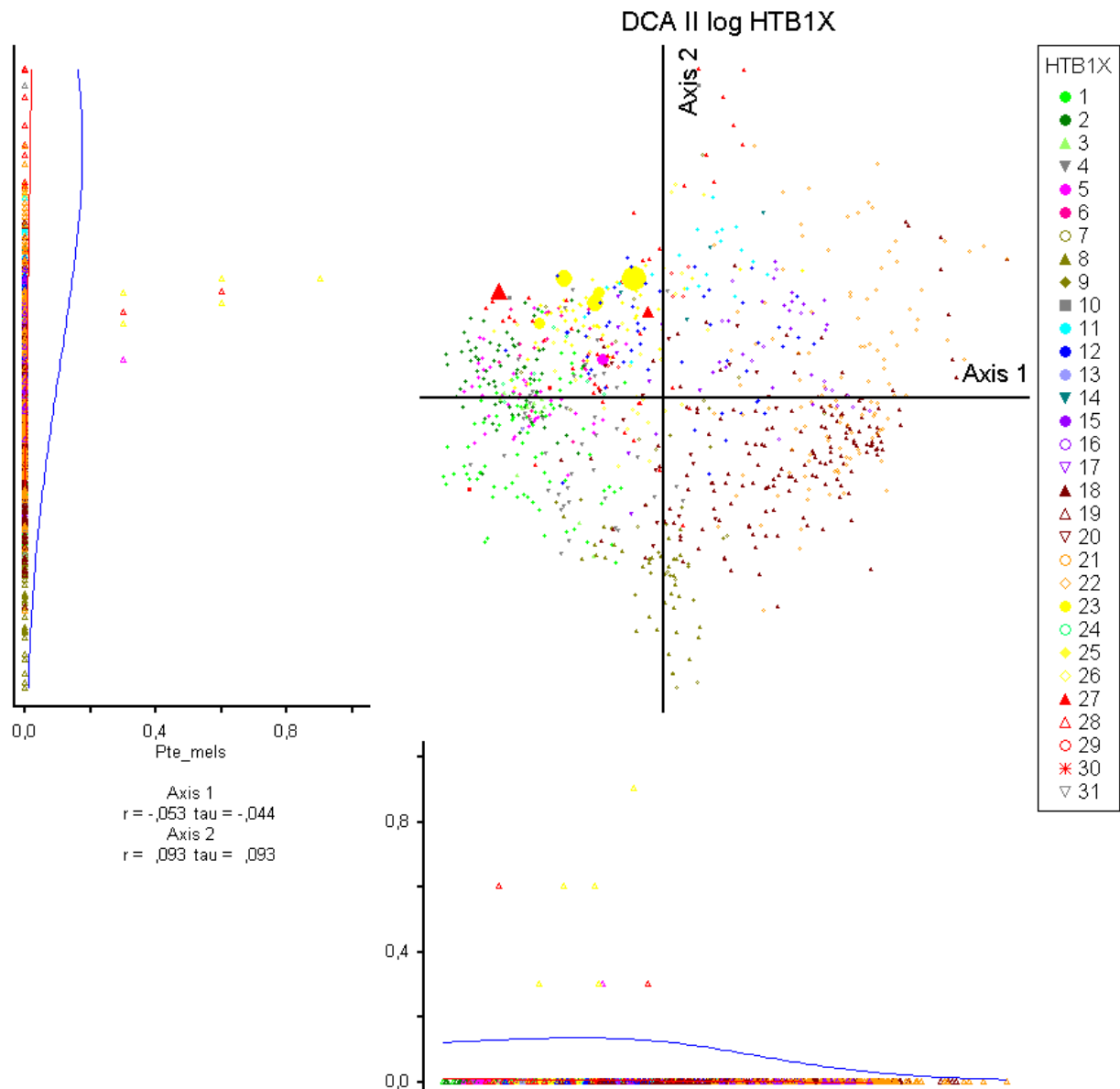


Abb. 3.18.: DCA für *Pterostichus melas*

Einige Arten wie *Pterostichus melas* (Abb. 3.18.) sind eher im trockenen, zu den Kiefernwäldern bzw. -forsten vermittelnden Flügel der Habitate im Ordinationsraum verbreitet, der den oberen Rand des linken oberen Quadranten einnimmt. Dies trifft auch für *Carabus cancellatus* und tendenziell auch *C. ulrichii* (vgl. Anl. 3) zu.

3.4.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

In der HTS1 werden Carpinion-Standorte und Trockenwaldstandorte (ohne Kiefernstandorte/Sand) unterschieden. Die HTB1 entspricht im Wesentlichen der Trennung der Eichen-Hainbuchenwälder von Eichenwäldern statt Buche (FE) von solchen mit LRT-Eigenschaft des GC sowie trockenen Eichenwäldern und Trockengebüschen (TRO). In der HTS2 sind die Carpinion-Standorte mit den Auwäldern (zu FEUES) und die Trockenwaldstandorte mit den Sandstandorten zusammengefasst (vgl. hierzu auch den Abschnitt Kiefernwald). In der HTB2 sind Eichenwälder aller Typen und Ursprünglichkeit zusammengefasst, jedoch ohne andere Trockenwälder. In der HTB3 sind Eichen-, Kiefern und anderen Trockenwälder zusammengefasst, in der HTB3X Eichen- und Trockenwälder, und Kiefernwälder und offene Sandflächen getrennt). Gegenüber der HTB2 sind die Eichenwälder hier also mit den (anderen) Trockenwäldern zusammengefasst, und auch den Kiefernwäldern (außer in der Variante HTB3X).

Das Ergebnis der ISA ist in der Tabelle 3.30. aufgeführt.

Tab.: 3.30.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Eichenwälder und Konvolute (nach dem maximalen Testkonvolut sortiert); die Aggregate kritischer Taxa sind hier nur nachrichtlich aufgeführt und bei den folgenden Ausführungen nicht berücksichtigt.

ISA	HT	HTS1	HTB1(X)	HTS2	HTS2	HTB2	HTB3X	HTB3
Beschreibung	Innerhalb der Landhabitate (LH)	soweit nicht anders angegeben.: CARP, sonst. Trockenwaldstandorte (TRWS)	soweit nicht anders angegeben.: GC; ferner Fagetum eichenreich und Trockenwald/-gebüsch	Carpinion und Auenstandorte	alle TRO incl. Sand/Kie zusammen; (hier nur soweit auch in HTS1= TRWS; sonst siehe KIE)	EI incl. sek. Typen, ohne TRO, d.h. CARP. und FE zus.	EI incl. TRO, aber vs. KIE & Sand-Habitate (letztere auch zus.)	LITR= KIE & BRA, TRO & EI zus., ohne SO
Relevante unterschiedene Einheiten		CARP, TRWS	GC, FE, TRO	FEUES	TRSS	EI	TRLW	LITR
CARP								
<i>Abax carinatus</i>	GC: 30,9 (0,02)	33,3 (0,02)	26,1 (0,02)			25,9 (0,06)	31,9 (0,02)	15,4 (0,01)
<i>Molops piceus</i>		13,3 (0,03)	FE: (Trend: 11,2; 0,09)			(Trend: 14,0; 0,06)	(Trend: 22,2; 0,06)	12,0 (0,02)
EI, FE								
<i>Calosoma inquisitor</i>			FE: (Trend: 8,5; 0,08)			6,6 (0,02)	6,6 (0,04)	2,9 (0,04)
<i>Carabus hortensis</i>	FE: (Trend: 16,1; 0,1)		FE: (Trend: 6,3; 0,07)					
TRLW								
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM		11,6 (0,05)					23,2 (0,3)	9,6 (0,02)
<i>Pterostichus ovoideus</i>	GC: (Trend: 16,2; 0,1)	(Trend: 17,7; 0,1)					15,7 (0,05)	8,2 (0,04)
<i>Pterostichus melanarius</i>							(Trend: 13,9; 0,8)	
<i>Carabus monilis</i>		(Trend: 10,3; 0,09)				(Trend: 9,4 (0,06)	(Trend: 9,9; 0,06)	(Trend: 4,0; 0,07)
<i>Carabus ulrichii</i>							(Trend: 5,6; 0,1)	
<i>Notiophilus rufipes</i>							(Trend: 5,3; 0,06)	(Trend: 3,9; 0,08)
<i>Amara makolskii</i>							(Trend: 3,0; 0,08)	
<i>Synuchus nivalis</i>							(Trend: 2,7; 0,08)	
TRWS, TRO								
<i>Amara fusca</i>		TRWS: 33,3 (0,01)	TRO: 33,3 (0,02)					
<i>Harpalus pumilus</i>		TRWS: 29,7 (0,01)	TRO: 30,0 (0,02)		(Trend: 4,4; 0,08)			
<i>Harpalus tardus</i>		TRWS: 21,6 (0,03)			12,5 (0,04)			(Trend: 3,8; 0,07)
<i>Leistus rufomarginatus</i>		TRWS: 17,7 (0,04)	FE : (Trend: 15,9; 0,08)					
LITR								
<i>Abax parallelus</i>		15,1 (0,04)				(Trend: 19,9; 0,08)	31,0 (0,02)	31,4 (0,01)
<i>Carabus nemoralis</i>							24,6 (0,04)	27,0 (0,01)
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>								13,6 (0,01)
<i>Carabus problematicus</i>								12,9 (0,01)

<i>Harpalus latus</i>								10,3 (0,02)
<i>Poecilus versicolor</i>								9,4 (0,04)
<i>Amara convexior</i>						(Trend: 15,0; 0,1)	(Trend: 18,4; 0,06)	8,7 (0,03)
<i>Notiophilus palustris</i>							(Trend: 11,2; 0,07)	8,6 (0,01)
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>								8,0 (0,01)
<i>Carabus convexus</i>								7,4 (0,03)
<i>Amara ovata</i>								6,9 (0,01)
<i>Pterostichus melas</i>						(Trend: 5,9; 0,07)		4,9 (0,04)
<i>Notiophilus aestuans</i>								(Trend: 4,4; 0,05)
<i>Calathus ambiguus</i>								(Trend: 3,6; 0,09)
<i>Amara plebeja</i>								(Trend: 3,5; 0,09)
<i>Panagaeus bipustulatus</i>								(Trend: 2,2; 0,08)
<i>Calathus cinctus</i>								(Trend: 2,2; 0,05)
<i>Masoreus wetterhallii</i>								(Trend: 1,5; 0,09)
<i>Calodromius spilotus</i>								(Trend: 1,5; 0,08)
<i>Amara consularis</i>								(Trend: 1,5; 0,07)
<i>Amara municipalis</i>								(Trend: 1,5; 0,1)

Die Zahl der signifikanten Testergebnisse im engeren Kontext der Eichen-Hainbuchenwälder ist gering, nur wenige der IndVal höher als 20-30. Nur vier Arten testen speziell auf (halb)natürliche Eichen-Hainbuchen-Standorte (CARP), und nur eine auch für das GC signifikant. Zwei Arten erzielen den höchsten ISA-Testwert für das Carpinion. Eine weitere Art erreicht ihren maximalen Wert für Eichenwälder, mit allerdings sehr geringem IndVal. Keine Art bevorzugt eichenreiche Fageten (FE).

Eine Reihe von Arten ist in der Tabelle nur wegen Testwerten für Konvolute enthalten, die zu erheblichen Teilen auch andere Waldtypen enthalten. Lichte und trockene Laubwälder einschließlich der Eichen-Hainbuchenwälder (TRLW) weisen eine Art auf, die hier ihren höchsten Testwert erzielt. Trockenwald-Standorte (TRWS) und Trockenwald sowie -gebüsch (TRO) stellen zusammen für vier Arten deren höchster Wert dar. 12 Arten, davon die meisten allerdings mit (sehr) geringen IndVal, werden lichten und trockenen Wäldern einschließlich der Kiefernwälder (LITR) zugeordnet, kommen also substanziell auch in lichten Nadelforsten vor. Mehrere der Arten, die nur in diesem Konvolut vorkommen und sehr geringe Testwerte aufweisen (z.B. *Pterostichus quadrioveolatus*) stehen gar nicht im Kontext der Eichenwälder. Ihr Wert für LITR rührt ausschließlich von den Kiefernwäldern her (vgl. im entsprechenden Ergebniskapitel für Kiefernwald).

Der Vergleich der variierten Tests der HTB3 (Eichen- und andere Trockenwälder zusammengefasst, aber ohne Kiefern, TRLW) und HTB3X (Eichen- usw. und Kiefernwälder, LITR) für *Abax carinatus* und *A. parallelus* ergibt Unterschiede. Während für *A. carinatus* der Test für das Konvolut ohne Kiefern deutlich höher ausfällt, sind die Werte für *A. parallelus* für beide Tests praktisch gleich und sogar für LITR (also zusammen mit Kiefernbestockungen) etwas höher. *A. parallelus* erreicht beispielsweise in Kiefernforsten auf Kalkstandorten eine 100%ige Stetigkeit, und tritt auch in Kiefernforsten auf Sandstandorten und im DPI regelmäßig auf. *A. carinatus* ist in Kiefernbestockungen viel seltener vertreten, was dieses unterschiedliche Testverhalten erklärt. Ähnlich verhält es sich mit anderen Arten, die sich entweder in dieser Beziehung wie *Abax carinatus* verhalten (*Pterostichus ovoideus*), oder wie *Abax parallelus* (*Pterostichus melas*, *Carabus nemoralis*).

Arten, die ausschließlich für das Konvolut FEUES Indikatorwerte errechnen, sind im Abschnitt Auwald aufgeführt und gehören sämtlich zu den Arten im Auwald-Kontext.

3.4.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.3. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Eichenwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

3.4.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.31. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren gegenüber. Testergebnisse, die eine Art in Beziehung zu Eichenwäldern oder einem speziellen Eichenwald-Typ setzen, sind gelb hervorgehoben.

Tab. 3.31.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Eichenwald (versch. Ebenen); gelb=Testbezug zum Schluchtwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Calosoma inquisitor</i>	EI	42,8746	GC	GC>CARP>EHN>AFE>LITR	EI	6,6
<i>Abax carinatus</i>	CARP	234,6646	GC	EHN>EI>GC>LITR>FEUES	CARP	33,3
<i>Pterostichus ovoideus</i>	CARP	133,4679	GC	EHN>EI>GC>FEUES>LITR	TRLW	15,7
<i>Carabus monilis</i>	CARP	86,1491	GC	EHN>GC>EI>FEUES>LITR		
<i>Notiophilus rufipes</i>	CARP	82,4068	GC	(EHN>GC>EI>LITR>HF)		
<i>Amara makolskii</i>	GC	19,1557	GC	(VSS>CARP>EHN>VUS>EI)		
<i>Carabus ulrichii</i>	EHN	124,6958	SC	EI>CARP>SC>GCS>GC		
<i>Amara convexior</i>	EHN	88,3142	GC	(CARP>EI>LITR>BRAS>FEUES)	LITR	8,7 (0,03)
<i>Pterostichus melas</i>	Sek. GC	87,7011	Sek. GC	GCS>EHN>EI>LITR>SC	LITR	4,9 (0,04)
<i>Abax parallelus</i>	MIN	152,4986	GC	(LITR>EI>EHN>CARP>LBW)	LITR	31,4
<i>Molops piceus_SUM</i>	LBW	140,8593	GC	(EI>MIN>CARP>EHN>S+B)	CARP	13,3
<i>Pterostichus melanarius</i>	FEUES	134,5277	GC	(CARP>AW>EHN>EI>AB)		
<i>Carabus nemoralis</i>	MIN	185,5730	GC	(LBW>LITR>EI>EHN>CARP)	LITR	27,0 (0,01)
<i>Notiophilus palustris</i>	LITR	45,2848	GC	(GC>EHN>EI>CARP>KIE)	LITR	8,6 (0,01)
<i>Harpalus latus</i>	LITR	66,9653	GC	(CARP>EI>EHN>FEUES>GC)		
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	MIN	108,9231	GC	(WS>BUST>LH>LBW>BSS)		
<i>Harpalus tardus</i>	TRSS	60,9382	GC	(SSW>KIHN>LITR>KIE>TRWS>MIN)	TRWS	21,6
<i>Synuchus nivalis</i>	FEUES	15,5738	GC	EHN>LITR>MIN>EI>CARP		
<i>Carabus cancellatus</i>	LITR	6,6836	SC	SC>GCS>(WS)>(MIN)		

Die Übereinstimmungen beider Testverfahren beschränken sich im unmittelbaren Kontext der Eichen-Hainbuchenwälder (d.h. weniger weit gefasster Konvolute) auf zwei Arten. Für Carpinion-Standorte ist dies *Abax carinatus* als einzige Art, die sehr hohe Stetigkeit und zugleich Treue mit einander verbindet, und für Eichenwälder *Calosoma inquisitor* als Art mit extremer Treue, und dies trotz der wegen vorwiegend arboricoler Lebensweise nur mäßigen Nachweis-Stetigkeit. Eine größere Zahl von Arten präferiert das GC als HT, nur zwei davon zeigen es jedoch als ihr insgesamt höchstes Aggregat an, davon *A. makolskii* mit einem

geringen Testwert. Höhere aggregierte Stufen wie Carpinion-Standorte, lichte trockene Wälder oder Feucht- und Eichen-Standorte stellen ebenfalls Arten, die in diese Kategorie fallen (d.h. ihren maximalen HT-Wert für das GC erzielen), insgesamt 17 Arten präferieren dieses Habitat auf HT-Ebene. Keine Art ist zusätzlich aus der ISA zu ergänzen.

In Tabelle 3.32. sind jene Arten aufgeführt, die im Chi²-Test für die gemeinsam mit den mineralischen Feuchtwäldern gebildete Gruppe (FEUES) den maximalen Chi²-Wert erreichen. Arten, die zugleich den höchsten HT-Testwert im Kontext der Eichenwälder erzielen, sind in beiden Tabellen (3.31., 3.32.) enthalten.

Tab. 3.32.: Arten mit Maximalbezug zum Konvolut aus Eichen- und mineralischen Feuchtwäldern im Chi²-Test; absteigend sortiert nach Testwert für FEUES

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5/Eichen-Kontext bzw. ()=insgesamt	ISA	Ind. Val.
<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES	245,4408	SAL/ EF	(AW>AB>ALN>LBW>ALNS)	AU	44,0
<i>Pterostichus melanarius</i>	FEUES	134,5277	GC	(CARP>AW>EHN>EI>AB)		
<i>Pterostichus niger</i>	FEUES	31,3550	STA	(WS>AB>STA>CPI>LITR)		
<i>Synuchus nivalis</i>	FEUES	15,5738	GC	EHN>LITR>MIN>EI>CARP		

Zwei der vier Arten haben zugleich ihren höchsten HT-Wert für das GC, die anderen ihren höchsten HT-Wert für Auwald-HT. Eine der Arten weist auch ein signifikantes ISA-Ergebnis auf, allerdings für Auwälder.

3.4.3.6. Zusammenfassung der Chi²-Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabelle 3.33. stellt den Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) zunächst für die Arten des Konvoluts aus Eichen- und mineralischen Feuchtwäldern gegenüber.

Tab. 3.33.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Eichen- und Auwälder zusammen

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höchster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewertung
<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES	245,4408	SAL/ EF	+	+	+	N	+	C
<i>Pterostichus melanarius</i>	FEUES	134,5277	GC	>	>	N	X	+	
<i>Pterostichus niger</i>	FEUES	31,3550	STA	>	>	+	X	+	
<i>Synuchus nivalis</i>	FEUES	15,5738	GC	>	>	N	X	+	

Einzig *Limodromus assimilis* kann als CA der Feucht- und Eichenwälder gelten, den anderen Arten muss diese Einstufung schon deswegen verwehrt werden, weil sie auch in verschiedenen Habitaten der offenen Kulturlandschaft vorkommen können.

Die Chi²-Testergebnisse der Arten der Eichenwälder werden in Tabelle 3.34. der Literaturreferenzierung unterzogen.

Zwei Arten qualifizieren als Charakterarten. *Abax carinatus* kommt durch das hohe Maß an Treue und Stetigkeit und die in beiden Verfahren erreichten Testwerte die Eigenschaft einer Charakterart natürlicher Eichenwälder zu. Gleichzeitig ist es eine Charakterart des GC. *Calosoma inquisitor* ist ebenfalls als Charakterart der Eichenwälder einzustufen, da die geringe Stetigkeit wohl zumindest teilweise durch die überwiegend arboricole und nur sehr kurze Aktivitätszeit im Jahr bedingt ist. Der Grad der Bindung an Eichen-Bestockungen ist sehr hoch.

Tab. 3.34.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Eichenwälder

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Calosoma inquisitor</i>	EI	42,8746	GC	+	+	+	N	+	C
<i>Abax carinatus</i>	CARP	234,6646	GC	+	+	+	N	+	C
<i>Pterostichus ovoideus</i>	CARP	133,4679	GC	+	+	+	X	+	
<i>Carabus monilis</i>	CARP	86,1491	GC	+	>	+	X	+	
<i>Notiophilus rufipes</i>	CARP	82,4068	GC	>	>	+	N	+	
<i>Amara makolskii</i>	GC	19,1557	GC	>	>	N	N	+	
<i>Carabus ulrichii</i>	EHN	124,6958	SC	+	>	+	X	+	
<i>Amara convexior</i>	EHN	88,3142	GC	+	+	+	X	+	
<i>Pterostichus melas</i>	GCS	87,7011	GCS	+	>	+	X	+	
<i>Abax parallelus</i>	MIN	152,4986	GC	<	<	+	N	+	
<i>Molops piceus</i> _SUM	LBW	140,8593	GC	+	+	N	N	+	
<i>Pterostichus melanarius</i>	FEUES	134,5277	GC	>	>	N	X	+	
<i>Carabus nemoralis</i>	MIN	185,5730	GC	+	+	+	N	+	
<i>Harpalus latus</i>	LITR	66,9653	GC	+	+	+	N	+	
<i>Notiophilus palustris</i>	LITR	45,2848	GC	+	+	N	N	(+)	
<i>P. oblongopunctatus</i>	MIN	108,9231	GC	+	+	N	N	+	
<i>Harpalus tardus</i>	TRSS	60,9382	GC	+	+	+	X	N	
<i>Synuchus nivalis</i>	FEUES	15,5738	GC	>	>	N	X	+	
<i>Carabus cancellatus</i>	LITR	6,6836	SC	>	>	+	X	+	

Carabus monilis, obwohl laut Literatur auch eine Art feuchter Wiesen, ist doch offenbar in Wäldern recht eng an feuchte (nicht jedoch nasse) und lichte Laubwälder gebunden und wäre insofern trotz des nur mittelhohen Testwertes für Bayern eine mögliche Charakterart (halb)natürlicher Eichenwälder. Möglicherweise wird eine spätere Einstufung der sich aktuell ausbreitenden Art deren höchste Affinität zum Aggregat aus Carpinion- und Auwald-Standorten (FEUES) ergeben.

Abax parallelus gilt in der Literatur z.T. als Charakterart des GC, und es errechnet sich ein recht hoher Chi²-Wert für den GC als höchsten HT-Wert der Art. Auch in der ISA wird für das Carpinion ein signifikanter (wenn auch nicht ihr höchster Testwert) errechnet. Ihr höchster Chi²-Testwert lautet aber auf Wälder mineralischer Standorte und reflektiert, dass sie in einer größeren Palette von Waldhabitaten vorkommen kann. Für die Einstufung als Charakterart fehlt in Bayern deutlich die Beschränkung bzw. Spezialisierung auf den Habitattyp.

P. melas bleibt der Status als Charakterart versagt, da diese Art speziell für sekundäre GC die höchste Affinität aufweist, und ferner auch Vorkommen auf Offenland-Habitaten der Kulturlandschaft liegen (die allerdings zumindest teilweise potenziell-natürliche Eichenwald-Standorte darstellen). Ersterer Grund trifft auch für *Notiophilus rufipes* zu, dessen (vermeintliche) Bindung an das GC wohl überwiegend über die Temperatur gesteuert zu sein scheint, was kein Alleinstellungsmerkmal von Eichenwäldern ist, sondern vielmehr eine Koinzidenz sein dürfte (vgl. Müller-Kroehling et al. 2014a mit Vorkommen in wärmegetönten Buchenwäldern).

Keine Art ist aus der ISA kommend als Charakterart zu ergänzen, da keine nur in diesem Verfahren und nicht auch im Chi²-Verfahren ihre maximale Affinität zu Eichenwäldern aufweist.

Es ergeben sich die in Abbildung 3.19 dargestellten maximalen Affinitäts-Beziehungen von Arten zu Habitattypen und -gruppen.

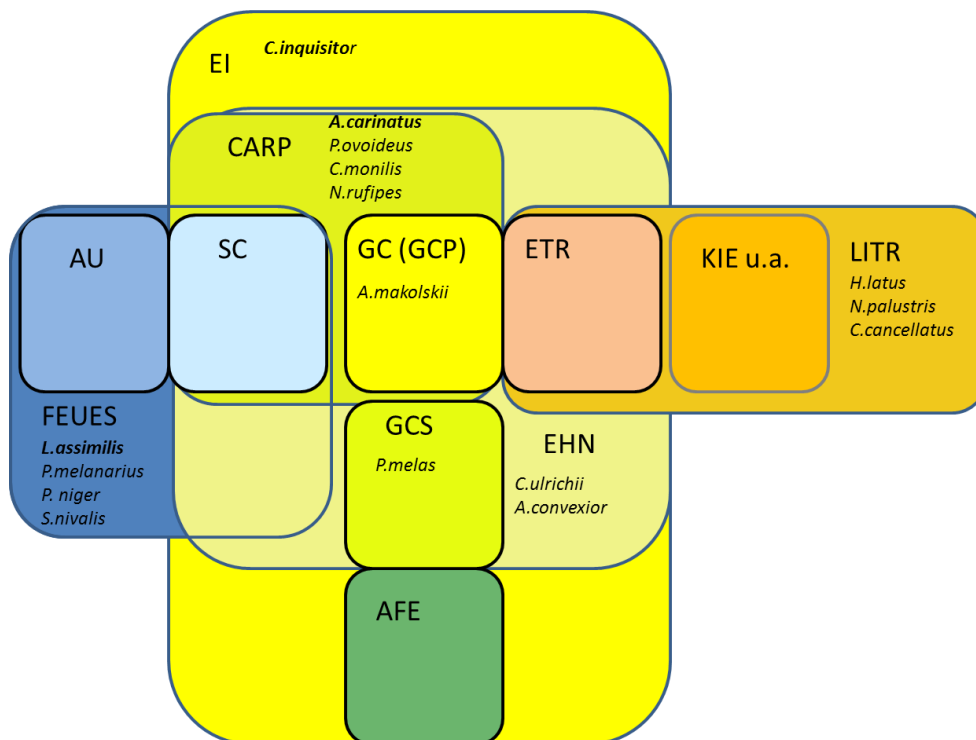


Abb. 3.19.: Zusammenhang der Eichen-Habitattypen und der von ihnen (mit)gebildeten Konvolute, mit den Arten, die hier höchste χ^2 -Testwerte (Affinitäten) erreichen (Charakterarten fett)

Demnach gibt es für das Carpinion bzw. dessen Standorte eine Charakterart, sowie auch für Eichenwälder allgemein und das Konvolut aus Eichen- und Auwäldern.

3.4.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Küster (1996) hat darauf hingewiesen, dass Eichenwälder eine deutlich größere Standorts-Spanne als Buchenwälder abdecken, da sie sich von trockenen, (sehr) nährstoffarmen bis zu (wechsel)nassen Standorten erstrecken. Die Vielfalt verschiedener Eichenwald-Typen, die im Datenbestand für eigene Auswertungen zum Teil nicht ausreichend vertreten sind, und ihrer Übergänge zu anderen Lebensräumen, soll hier in Bezug auf die Laufkäferfauna besprochen werden, soweit die Daten und Ergebnisse sowie die Literatur hierzu Trend-Aussagen erlauben.

Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald

Der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald ist wie dargelegt v.a. auch aufgrund der Seltenheit in Bayern nur mit wenigen Datensätzen vertreten. Der atlantisch getönte HT vermittelt zwischen GC und Auwald-Typen, wie dem Hartholzauwald, und kann auch sekundär aus Hartholzauwald entstehen, der nicht mehr regelmäßig überflutet wird. Die Übergänge zu diesen verwandten HT sind in der Natur fließend. Zwei Arten (*Carabus ulrichii* und *C. cancellatus*) erreichen höchste Testwerte speziell für das SC. Arbeiten aus Baden-Württemberg (Müller 1985, Trautner et al. 1998) lassen den Schluss zu, dass dort die in Bayern für das GC typischen Arten fast alle auch im SC auftreten. Ausnahmen sind *P. melas* und *C. ulrichii* und mithin zwei östlich verbreitete Arten, die v.a. in kontinentaleren bzw. trockeneren Eichen-(Hainbuchen)-Wäldern vorkommen.

Carabus arvensis wurde sowohl in Fränkischen Eichenwäldern (Müller-Kroehling 2003b) als auch im hessischen Gebiet „Kranichstein“ (Rausch & Petrak 2011) in feuchten Eichen-

Wäldern gefunden, fehlt jedoch in baden-württembergischen Stellario-Carpineten (Müller 1985, Trautner et al. 1998) und gilt eher als trockenheitsliebend (vgl. Anl. 5).

Eichenwald auf Sandstandorten

Die sehr wenigen Datensätze zu diesen Eichenwald-Typen (einschließlich unveröffentlichter Daten aus Erhebungen, die den Anforderungen an die Datenqualität wegen zu geringer Standzeit der Fallen nicht genügen, und nach Datenschluss erhobener Daten aus dem Spessart und Buntsand-Standorten der Rhön) legen den Schluss nahe, dass diese Eichenwälder große Gemeinsamkeiten mit bodensauren Buchenwäldern aufweisen. Gleichzeitig deutet sich jedoch auch an, dass weitere, heliophile Arten auftreten, die in Buchenwäldern meist fehlen, wie wiederum etwa *Carabus arvensis* (vgl. auch Trautner et al. 1998, Rausch & Petrak 2001).

Eichen-Birkenwälder sind ein atlantisch verbreiteter Habitattyp, der v.a. auf den großen Sandebenen des pleistozän geprägten Norddeutschlands vorkommen. Diese dem FFH-LRT 9190 zuzuordnende Waldgesellschaft kann sowohl auf trockenen als auch auf feuchten, nährstoffarmen Sandebenen auftreten. Der LRT hat in Bayern nur ein äußerst marginales Vorkommen (wenige Hektar im Nürnberger Reichswald). Es erscheint denkbar, dass die aktuell in Bayern verschollene *Amara brunnea* eine Charakterart des Betulo-Quercetums bzw. allgemein von Eichenwäldern auf Sandstandorten ist (vgl. Rabeler 1969b für Norddeutschland, sh. Anl. 5).

Eichen-Trockenwald

Eichen-Trockenwald besitzt einen Verbreitungsschwerpunkt in niederschlagsärmeren Teilen Deutschlands mit ausgeprägten Trockenhängen, und ist in den eigenen Untersuchungen wie auch den verfügbaren Fremddaten nur sehr gering vertreten. Die wenigen Aufnahmen können nur ein Schlaglicht werfen. U.a. traten *Carabus intricatus* und auch *Harpalus atratus* im untersuchten Eichen-Trockenwald am Bogenberg des Donaurandbruchs auf, während *Abax parallelus* und *Pterostichus oblongopunctatus* als sehr stetige Arten des GC (beide 95% Stetigkeit) fehlten. In Bezug auf das Fehlen dieser beider Arten und das Auftreten von *C. intricatus* ist dies in Übereinstimmung mit der Aufnahme von Tietze (1977) aus einem Eichen-Trockenwald des Unterharzes. Es scheinen erhebliche Unterschiede zur Artausstattung des GC bestehen.

Einige der Eichen-Trockenwald und Trockengebüsch gefundenen Arten wie *Harpalus pumilus* und *Amara fusca* treten ferner auch in trockenen Kiefernwäldern auf, und erzielen dann ihren höchsten Testwert für das Konvolut trockener Waldstandorte (TRWS).

Grünland

Der Großteil der hier als in Beziehung zum GC stehend identifizierten Arten (z.B. *Abax carinatus*, *Pterostichus melas*, *P. ovoideus*) sind keine reinen Waldarten, sondern treten unter bestimmten Bedingungen regelmäßig auch, und z.T. möglicherweise bevorzugt, im Offenland auf, wie beispielsweise wechselfeuchten, lehmig-tonigen oder kalkreichen Grünländern und „Ödflächen“, und auch in Waldwiesen (z.B. Varvara 2000). Allerdings stehen möglicherweise zumindest die Vorkommen mancher dieser Arten im Offenland regelmäßig in räumlicher Verbindung zu Wald, so wie beispielsweise im Falle der von Varvara (2000) untersuchten rumänischen Heuwiesen. Eichenwälder sind Vera (2000) zufolge v.a. die Folge einer historischen Hutewaldnutzung, und so erscheint es denkbar, dass Waldwiesen und waldnahe Grünlandflächen nutzungstechnisch entkoppelte Teile einer früher zumindest gebietsweise oder auf manchen Standorten als Lebensraumkomplexe vorkommenden Eichenwald-Landschaft waren.

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Eichenwälder haben in Bayern eine sehr bewegte Vegetationsgeschichte. Nach einer Phase in der „frühen und mittleren Wärmezeit“ des Boreals und Atlantikums von 7000 bis ca. 3000 Jahre v.u.Z., in der Eichen(misch)wälder die Klimaxvegetation stellten, wurden sie zunehmend von schattenverträglicheren Baumarten wie auch dem zunehmenden Einfluss des wirtschaftenden Menschen zurückgedrängt (Walentowski et al. 2004). Natürliche Eichenwälder wurden mit der zunehmenden Dominanz der Buche auf Sonderstandorte (tonige oder stark wechselfeuchte, sommertrockene Standorte, Müller 1967) verdrängt (Küster 1996). Gleichzeitig wurden Eichen-Hainbuchen-Bestockungen durch die Form der Bewirtschaftung (Hute, Stockausschlagnutzung) stark gefördert. Die breite Fläche, die Eichenwälder in historischer Zeit eingenommen haben, wie auch die Tatsache, dass viele ihrer charakteristischen Arten keine reinen Waldarten sind, legen den Schluss nahe, dass die Arten dieses Habitattyps überwiegend nicht relikitär verbreitet sind. Ausnahmen dürften heute isolierte Eichenwaldgebiete in intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen oder in großflächigen Nadelholz-Reinbeständen sein, mit einer sekundär relikitären Verbreitung. Mehrere der Arten sind thermophil und dürften sich bei steigenden Temperaturen ausbreiten, wenn die übrigen Rahmenbedingungen dies zulassen.

In den Teilen **Osteuropas**, in denen Eichenwälder und speziell Eichen-Hainbuchenwälder die Klimaxvegetation darstellen, wie beispielsweise dem pannonischen Raum, sind viele der Arten, die hier als charakteristische Arten der Eichen-Hainbuchenwälder ermittelt wurden, wie beispielsweise *Abax carinatus*, weit verbreitet (vgl. Anlage 5). Zum Teil kommen sie dort auch in anderen Waldtypen vor, was aber durchaus mit dem „Gesetz der Regionalen Stenökie“ (Kühnelt 1943) in Einklang ist, wonach Arten im Zentrum ihrer Verbreitung weniger stark auf ihr Vorzugshabitat beschränkt sind. In den Steppengebieten Osteuropas und Rußlands (z.B. Ghilarov 1961), sowie in den Eichenwaldgebieten **Südeuropas** (vgl. z.B. Boscolo et al. 2013, sowie in der Anlage 5) kommen zum Teil solche Arten zumindest regelmäßig, und teilweise möglicherweise sogar bevorzugt in Gehölz- und auch Waldhabitaten vor, die in Mitteleuropa vorwiegend als „Offenland-Arten“ aufgefasst werden, wie verschiedene Vertreter der Gattung *Harpalus* und *Calathus*. Darunter sind Arten, die in vorliegender Untersuchung z.T. auch im Wald gefunden wurden.

3.4.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Einige der Arten dieser Habitatgruppe werden in der Roten Liste Bayern geführt, so *Abax carinatus* und *Carabus monilis* als gefährdet (Kat. 3) und *Calosoma inquisitor* als stark gefährdet (Kat. 2).

Mit *Abax carinatus*, *A. parallelus*, *Carabus ulrichii fastuosus* und *C. monilis* sind vier Arten bzw. Unterarten besonderer Schutzverantwortung diesem LRT zuzuordnen (Müller-Kroehling 2013a). *A. carinatus* kommt in Europa in drei Unterarten vor (Düring 2003), von denen die ssp. *porcatus* Mitteleuropa besiedelt. Speziell für diese besteht für Bayern eine hohe Schutzverantwortung (vgl. Müller-Kroehling 2013a).

Die deutschlandweit größten Vorkommen des Galio-Carpinetums liegen im westlichen Franken (Müller-Kroehling 2013e). In den Gipskeuperlandschaften und v.a. der Windsheimer Bucht verfügen Eichen-Hainbuchenwälder über die größten natürlichen Vorkommen, und diese Landschaft auch über eine vollständige Ausstattung der hier im Kontext des Habitatkomplexes besprochenen, mit diesem in Verbindung stehenden Arten. Gleichzeitig handelt es sich in diesem Naturraum auch um die größten Vorkommen des LRT 9170 innerhalb des gesamten deutschen Natura 2000-Gebietsnetzes.

Von besonderer Bedeutung für die Arten dieser Habitattypengruppe sind bindige Böden und mithin ein Merkmal, das nur durch Maßnahmen des vorbeugenden Bodenschutzes (keine Verdichtung durch Befahrung, keine Veränderung der Hydrologie) erhalten werden kann. Nur eine Art zeigt eine unmittelbare Bindung an Eichen in der Bestockung, der arboricole *Calosoma inquisitor*. Zwar wird sie auch auf anderen Baumarten gefunden (Westhoff 1882; Bußler mdl.: auf Wildbirne), doch sind Eichenwälder einschließlich mancher Mischbaumarten deutlich das spezielle Habitat der Art.

Einige Autoren haben postuliert, dass die tradierte Wirtschaftsform des Mittelwaldes mit ihrem Vorkommen zahlreicher spezialisierter und selten gewordener Arten (z.B. Künneth 1982, Lux 2000, Bärnthol 2003) die Strukturen natürlicher (Eichen)Wälder besonders gut nachahmt (Bolz 1999). Eine Studie zu Laufkäfern in Eichenwäldern unterschiedlicher Bewirtschaftung (Mittel- und Hochwald) ließ keine Bevorzugung von Mittelwäldern durch die spezialisierten Arten des Eichen-Hainbuchenwaldes erkennen (Müller-Kroehling 2007), was auch für den Kleinen Puppenräuber-Arten gilt (Koch 2010). Der Große Puppenräuber, der tonige Substrate meidet und daher eher eine Art sekundärer Eichenwälder ist (Koch & Müller-Kroehling 2010, Koch 2010), wird durch Mittelwald-artige Bewirtschaftung insofern gefördert, als sie sekundäre Eichenwälder auf Standorten erhält, die sonst von der Buche eingenommen würden, welche fortgesetzte Stockausschlagwirtschaft aber nicht erträgt. Eine direkte Bindung an Mittelwaldwirtschaft oder die von ihr geschaffenen Strukturen, wie von Trautner (1996b) postuliert, besteht aber auch bei dieser Art nicht. Sekundäre, scharf mittelwaldartig bewirtschaftete Eichenwälder haben möglicherweise eine besondere Prädisposition für Gradationen von schädlichen Schmetterlingen (Skatulla, mdl. Mitt. 2008), zumindest im Vergleich zu schattigeren Eichen-Hainbuchen-Hochwäldern mit (Halb)Schattbaumarten wie Buche oder Winterlinde als Nebenbestand. Die Förderung von Eichen-Hainbuchenwäldern durch Stockausschlagwirtschaft auf Buchen-fähigen Standorten fördert dann auch starke Bestände von an Eichen lebenden, zu Massenvermehrungen neigenden Schmetterlingen und insofern indirekt wiederum ebenfalls den Großen Puppenräuber.

Der Erhalt von Eichen-Mischwäldern, die auf vielen Standorten ein Kulturprodukt darstellen, ist weitgehend auf eine gezielte Förderung der Eichen durch spezielle waldbauliche Maßnahmen angewiesen (Müller-Kroehling 2013e). Manche Laufkäfer-Arten sind an Eichenwälder gebunden, andere wie *Pterostichus melas* profitieren speziell auch von der Entstehung sekundärer Eichen-Hainbuchenwälder, kommen aber auch in anderen, v.a. offenen Lebensräumen vor. Die Feststellung, dass gerade Eichenwälder besonders artenreich sind, indem sie zahlreichen lichtliebenden Arten einschließlich spezialisierter und gefährdeter Arten einen Lebensraum bieten (z.B. Ammer 1991 für xylobionte Arten), kann auch für die überwiegend terricole Gruppe der Laufkäfer bestätigt werden.

3.5. Natürliche Hochlagen-Fichtenwälder

3.5.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.

Natürliche Fichtenwälder können durch subalpine Höhenlage (Abb. 3.20.), ferner aber azonal auch auf klufftreichen Block-Standorten mit Kaltluft-Einfluss, sowie im Bereich von Mooren vorkommen (Rabeler 1967, Härdtle et al. 2004). Erstere beide Varianten sind dem FFH-LRT 9410 „Bodensaure Nadelwälder“ (eigentlich: „Acidophilous *Picea* Forests“) zuzuordnen, letztere den Fichten-Moorwäldern. Erstere werden hier als „natürliche Hochlagen-Fichtenwälder“, zweitere im Kapitel Moorwald behandelt. Gemeinsame Klammer um alle diese Fichtenwälder ist das **ausgeprägte Kälteregime**, das die Fichte aufgrund ihrer besonders hohen Frostresistenz (Altenkirch et al. 2002) praktisch konkurrenzlos und sie trotz des natürlicherweise nahezu reinbestandsweisen Auftretens wenig anfällig für in situ entstehende Borkenkäfer-Massenvermehrungen macht. Kälte und die von ihr bestimmte Dauer der Vegetationsperiode bestimmen die Grenzen des Lebensraums an beiden „Seiten“, sowohl zu den wärmeren Bergmischwald-Standorten als auch zu den natürlicherweise waldfreien Standorten alpiner Lagen (Müller 1991). Natürliche Hochlagen-Fichtenwälder definieren sich also über die geringe Jahrestemperatur (Kälte) der Standorte und **kurze Vegetationsperiode**, was aus der klaren Bindung an bestimmte Höhenlagen erkennbar ist. Da dieser Faktor bei den zonalen Wäldern sehr stark mit der Meereshöhe korreliert ist, kann diese als Ersatz für die entsprechenden Tests und Betrachtungen verwendet werden.

Die Bindung von Arten an höhere Lagen wird hier als **Montanität** bezeichnet, was auch eine Bindung an subalpine oder alpine Lagen beinhaltet, also insgesamt an höhere Lagen. Die übliche Bezeichnung „boreomontane“ bzw. „boreoalpine Arten“ beinhaltet als zusätzliches Element, dass diese Arten neben der Verbreitung in den Hochlagen bei uns auch einen borealen Arealteil besitzen, was für viele der Arten, aber nicht für alle zutrifft.

Schneefelder oder -flecken bleiben in den Hochlagen oft bis in den Frühsommer hinein liegen. Natürliche Hochlagen-Fichtenwälder besitzen eine spezielle Verjüngungsökologie, die weitgehend über Rannen- oder Moderholzverjüngung erfolgt, da die langen und hohen Schneelagen und Schneegleiten, sowie z.T. auch die Konkurrenzvegetation, schwierige Verjüngungsverhältnisse für die Fichte darstellen.

Natürliche Fichtenwälder Deutschlands sind auf die **höchsten Lagen hoher Mittelgebirge** wie Schwarzwald, Erzgebirge und Harz beschränkt und kommen in Bayern außerhalb der Alpen nur im Inneren Bayerischen Wald vor, in Höhenlagen ab ca. „1150/1250 m NN“, sowie „angedeutet in Gipfellagen des Fichtelgebirges“ (Walentowski et al. 2004). Natürliche Fichtenwälder sind außerhalb der Gebirge wie Alpen und Karpaten daher ein sehr seltener Lebensraum, der in Bayern wie in Deutschland und Mitteleuropa insgesamt nur geringe Flächen einnimmt (vgl. Bohn et al. 2003), was bei Naturschutz-Betrachtungen angesichts der Allgegenwärtigkeit von Fichtenbestockungen (in Form meist reiner Fichtenforsten) zum Teil übersehen wird (Müller-Kroehling et al. 2009b). Das Gros der bayerischen Vorkommen liegt im Nationalpark Bayerischer Wald, ferner am Arber und am Dreisessel (NWR „Markscheide“).

In den vergangenen Jahren kam es auf erheblicher Fläche zu einem flächenhaften Absterben durch Borkenkäfer-Kalamitäten, auch in (Teilen der) natürlichen Fichten-Höhenzone, wofür eine Reihe überdurchschnittlich warmer Jahre in Verbindung mit einem extrem hohen Befallsdruck aus angrenzenden Gebieten niedrigerer Höhenstufen verantwortlich gemacht werden können (Müller-Kroehling et al. 2009b). In kahlgefallenen, wie in immissionsgeschädigten Beständen, können Dominanzbestände säuretoleranter Rhizomgräser wie *Calamagrostis villosa* (Koppisch 1994) „Grassteppen“ bilden und die Wiederbewaldung erschweren. In welchem Umfang Borkenkäfer-Lücken im ursprünglichen

Hochlagenwald natürlicherweise auftraten (kleinflächig, zyklisch auch größerflächig?) erscheint unklar. Denkbar erscheint, dass aufgrund fast plenterartigen Aufbaus (Rannen-Vorausverjüngung) und kühl-feuchten Bestandsinnenklimas Kahlflächen im eigentlichen Sinne nicht oder nur als seltenes Ereignis auftraten und sich die Bestände in der Regel allenfalls in Form von Lichtungen, v.a. auf Extremstandorten, auflösten. Dennoch sollen hier solche **Kahlflächen und Lichtungen** als Teil des Habitatkomplexes verstanden werden, da es zumindest letzteres regelmäßig gegeben haben wird.

Blockfelder mit offenen Blockhalden und Fichten-Vogelbeer-Blockwald sind durch die Kräfte der Eiszeiten geprägte Lebensräume mit vielfach ganzjährig kaltem „Eigenklima“ (s.u.) und können dann azonale Kältestandorte darstellen, auf denen natürliche, subalpin getönte Fichtenwälder auch in etwas tieferen Höhenlagen auftreten können.

Bedingt durch die Kälte ist die Streuzersetzung gehemmt, so dass sich Rohhumus als Auflageform ausbildet. Durch die großen Niederschlagsmengen „laugen leichtlösliche Fulvosäuren - die sich bei gehemmter Bakterientätigkeit, aber starker Pilzaktivität bilden - die obersten Bodenschichten stark aus“, was zu Versauerung und Tonmineralverlagerung führt (Müller 1991, Irlinger 1997). **Ungünstige Auflageformen** (Rohhumus oder rohhumusartiger Moder) und **saure Substratbedingungen** kennzeichnen daher die entsprechend auch als FFH-LRT so bezeichneten „Bodensauren Fichtenwälder“ (häufig auch als „bodensaure Nadelwälder“ geführt). Durch hohes Niederschlags-Angebot fast dauernd feuchte, mächtige Rohhumus-Auflagen vermitteln als feuchtes, saures organisches Substrat zu den Torfstandorten (vgl. „Trockentorf“ als Bezeichnung bei Moorkartierungen im Thüringer Wald).



Abb. 3.20.: Subalpiner Fichten-Vogelbeerwald im Übergang zu Blockbereichen im NWR „Seeloch“ am Großen Arber

Schlüsselfaktoren: Kälte (Höhenlage, Kaltluft, lange Schneelage), entsprechend einer kurzen Vegetationsperiode; sehr saure Böden; Blocküberlagerung; gehemmte Streuzersetzung

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind Hochlagen-Fichtenwälder auf die Hochgebirge und höheren Gebirge Europas beschränkt. Von der Gemeinen Fichte (*Picea abies*) dominierte Wälder sind ferner im borealen Nordeuropa weit verbreitet (Bohn et al. 2003). In Deutschland beschränken sich natürliche, höhenbedingte Fichtenwald-Vorkommen auf relativ wenige Mittelgebirge wie die östlichen Mittelgebirge vom Erzgebirge bis zum Böhmerwald, den Harz sowie den Schwarzwald (s.o.). Azonal können sie in tieferen Lagen der Mittelgebirge oder in Mittelgebirgen ohne subalpine Stufe (wie dem Thüringer Wald) an Rändern von Armmooren und kältegeprägten Blockhalden natürlich vorkommen. In einigen Regionen wie der Lausitz (Sachsen) dringen Fichten auch natürlicherweise in tiefere Lagen vor, und waren als Alpinschwemmlinge auch Bestandteile der natürlichen Auenv egetation der Nordalpen.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Subalpine Fichtenwälder weisen standörtlich und in ihrer Vegetation fließende Übergänge zu Fichten-reichen und Fichten-angereicherten, **hochmontanen Bergmischwäldern** auf. Auch diese werden in Form bestimmter Konvolute (s.u.) in die Auswertungen vergleichend einbezogen. Blockreiche Fichtenwälder können am Rand derselben fließend in die so genannten Kaltluft-erzeugenden **Blockhalden** übergehen. Als solche werden aus groben Blöcken aufgebaute, aus den Kaltzeiten stammende Haldenkörper bezeichnet, die durch ihre Halden-eigene Luftzirkulation im Haldeninneren und am Haldenfuß ganzjährig über sehr kühle Temperaturen verfügen (Molenda 1995). An ihrem Rand tragen sie oft Latschengebüsche und gehen in (z.T. moorigen) Fichten-Blockwald über (Brunner et al. 2013), und werden hier als wichtige Kontakthabitate einbezogen. **Latschengebüsche** treten ferner auch oberhalb der subalpinen Fichtenwälder als Vegetationsgürtel auf, der den Übergang von Wald- und Baumgrenze markiert. Azonal kommen sie - wie die natürlichen Fichtenwälder - ferner auch in Blockhalden und Mooren tieferer Lagen vor. Auch Latschengebüsche auf Blockstandorten werden hier als natürlicher Waldlebensraum als Kontakthabitat in die Betrachtungen mit einbezogen. **Fichten-Moorwälder** der kalten Tallagen können Übergänge mit anmoorigen Standorten der Tallagen aufweisen. Verebnungen der Hochlagen mit durch die hohen Niederschläge dauernd feuchten und auf Rohhumus-Paketen stockenden Fichtenwälder stellen Übergänge zu Wäldern auf Moorsubstraten dieser Höhenlagen dar. Fichten-Moorwälder werden bei den Moorwäldern behandelt, mit diesen zusammen gebildete Konvolute der Hochlagen-Wälder hingegen vorrangig in diesem Abschnitt. Über die **Kondenswassermoore**, die am Kaltluftaustritt des Haldenfußes ausgeprägt sein können, und Fichten-Moorwald, Moorheiden und Latschenfilze tragen können (Brunner et al. 2013), besteht auch zwischen Blockhalden und Mooren ein inhaltlicher und räumlicher Zusammenhang.

Andere subalpine Nadelwald-Typen wie insbesondere **Lärchen-Zirbenwälder** kommen in Bayern nur in den Alpen vor, und sind nicht Gegenstand dieser Arbeit.

3.5.2. Datengrundlage

Die Datengrundlage ist in Tabellen 3.35. bzw. 3.36 nach Habitattypen und Regionen aufgeschlüsselt.

Tab. 3.35.: Datengrundlage, nach Habitattypen

HT	FBL	HLF	HFH	BO	LAB	KFH	NDF	BSL	Sa.
Anz.	8	18	4	25	5	17	57	4	142

Fichten-Hochlagenwald und Fichten-Blockwald sind hier, Fichten-Moorwald (auch der Hochlagen) hingegen beim Moorwald aufgeführt, bei verschiedenen Konvolut-Bildungen sind sie aber zusammengeführt (sh. Tab. 3.37.). Beispielsweise sind sie auch in den Summenwerten bezüglich Stetigkeit und Treue für natürliche Fichtenwälder mit einbezogen.

Einbezogen werden konnten Flächen aus der Naturwaldreservatsforschung (NWR „Markscheide“), dem Projekt BAYFORKAST (Höhengradient) und dem Nationalpark Bayerischer Wald (u.a. vormaliges NWR „Ruckowitzhäng- und Langschachtel“). Neben 30 Hochlagen-Fichtenwäldern (26 natürlichen und vier halbnatürlichen am oberen Verbreitungsrand des Bergmischwaldes=HFH) und 17 Kahlflecken und Lichtungen auf natürlichem Standort des Hochlagen-Waldes wurden auch verschiedene Ausprägungen von Blockhalden (BO) einbezogen (insgesamt 25 Probeflächen), von der Rhön bis Berchtesgaden, sowie 5 Latschengebüsche auf Blockgestein. Auch insgesamt 57 Nadelforstflächen unterschiedlicher Ausprägung sind im Kontext der Habitatgruppe als Vergleichshabitate in Bezug auf die Bestockung von Belang.

Tab. 3.36.: Datengrundlage, nach Regionen

Region	N1	N2	N3	O1	O2	O3	S1	S2	S3	A3	Sa.
Anzahl	6	1	4	20	23	59	17	2	3	3	138

Die Habitattypengruppe ist in Bayern außerhalb der Alpen auf Bayerischen Wald und Fichtelgebirge beschränkt. Die kleinen Vorkommen im Fichtelgebirge verfügen arealbedingt über eine in Teilen andere, gegenüber dem Bayerischen Wald reduzierte potenzielle Artenausstattung (vgl. Hofmann et al. 2001).

Der Kenntnisstand aus der Literatur ist zumindest für Bayern gering. Eine vorläufige Liste der charakteristischen Arten mit einem Vergleich der Artausstattungen der deutsche Mittelgebirge, die über natürliche Fichtenwälder verfügen, wurde von Müller-Kroehling et al. (2009) veröffentlicht.

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

Eine schematische Darstellung der (wichtigsten) Habitattypen und der gebildeten Konvolute gibt Abbildung 3.21., eine zusammenfassende Beschreibung aller Konvolute Tabelle 3.37.

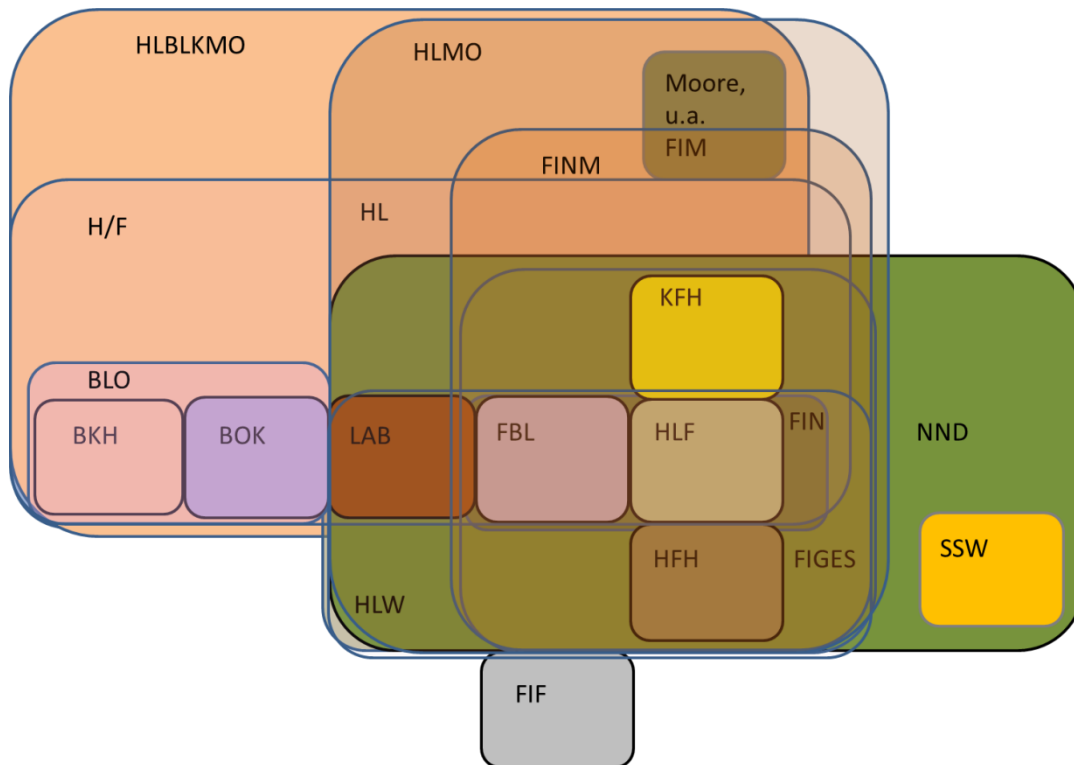


Abb. 3.21.: Zusammenhang/Typisierung der Fichten-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute (schematisch, vereinfacht; Abkürzungen sh. Tabelle 3.37. und Anlage 1).

Die möglichen und nötigen Habitatgruppenbildungen sind bei diesem Habitatkomplex besonders ausgeprägt. Das liegt u.a. daran, dass natürliche Fichtenwälder wie dargestellt sowohl aufgrund der Höhenlage, Blockigkeit oder (An)moorigkeit, jeweils in Verbindung mit Kälte bzw. einer kurzen Vegetationsperiode, realisiert sein können, und es auch in Bezug auf alle diese Standorte zu Komplexbildungen (mit subalpinen Offen- und Latschenstandorten, mit offenen Blockhalden, mit Mooren) kommt. Ferner gibt es beim Übergang der Fichtenwälder zu Fichten-überprägten Wäldern der obersten Bergmischwaldstufe fließende Übergänge zwischen Nadelwäldern und -forsten. Entsprechend groß ist die Zahl möglicher Aggregationsstufen nach Bestockung und Standorten, mal mit und mal ohne die Komplexbildenden Offenland-Biotope.

Im Zentrum der Betrachtung stehen Hochlagen-Fichtenwald (HLF) und Fichten-Blockwald (HBL), die zusammen mit halbnatürlichem Fichtenwald an der Obergrenze zwischen Bergmischwald und Untergrenze es subalpinen Fichtenwaldes (HFH) und Latschengebüschen auf Blockgestein (LAB) das Konvolut des Hochlagenwaldes (HLW) aufbauen.

Zu den (halb)natürlichen Fichtenwäldern werden im Konvolut FIGES auch die an der natürlichen Obergrenze der Bergmischwälder gelegenen, hochgelegenen, von Fichten-dominierten Bestockungen gezählt, sofern sie an natürliche Fichtenwälder angrenzen bzw. solche in der unmittelbaren Umgebungen vorhanden sind, im Konvolut FIN hingegen nicht, d.h. dieses enthält ausschließlich die natürlichen Fichtenwälder der Hochlagen.

Tab. 3.37.: Fichtenwälder, Kontakthabitate (Blockhalden) und von ihnen mit gebildete Konvolute

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
NND	Natürliche Nadelwald-Standorte (ohne Moore, ohne Kalkstandorte, ohne Brandflächen, ohne offene Sandstandorte), d.h. Hochlagen-Fichtenwald und Kiefernwald-Sandstandorte	HTS1=7+26
NDW	Nadelwald (incl. Nadelforst)	LAUB=0
HL	Hochlagen-Habitate (bewaldet und offen, ohne Moore)	HTB2=18 (HLF+HLH); HTS1=7; HTS2=4 (ident. Ergebnisse)
HLW	Hochlagen-Nadelwald (d.h. außerhalb der Alpen: stets Fichtenwald) und Krummholz, incl. HFH, ohne Kahlfächen	HTB1=10
HFH	Hochlagen-Fichtenwald halbnatürlich, an der Grenze zwischen Bergmischwald und subalpinem Fichtenwald	HT=271
H/F	Hochlagen-Habitate und Blockhalden	HTB3=3, HTS1(Y)=5+7
HLF	Hochlagen-Fichtenwald (HT), ohne Moor- und Blockwald („Normalstandorte“)	HT=261
FBL	Fichten-Blockwald (hoher Lagen)	HT=262
FIN	natürlicher Fichtenwald der Hochlagen (ohne halbnatürlichen Hochlagen-Fichten und Fichten-Moorwald, ohne Kahlfächen)	HT=261+262
HLH	Kahlfächen im Hochlagenwald (auf waldfähigen Standorten)	HTB1=41
KFH	Kahlfäche oder Lichtung im Hochlagenwald, belassen (nicht geräumt)	HT=274
FIW	Fichtenwald (halb)natürlich (ohne. Fichten-Moorwald, ohne Kahlfächen)	HT=261+262+271
FIGES	(halb)natürlicher Fichtenwald incl. KFH, ohne Moorwald	HTB1=10(p.p.)+41
NADUKF	Fichtenwald (halb)natürlich ohne Fichten-Moorwald, mit Hochlagen-Kahlfächen"heide" und Latschengebüsch	HTB1=10+41
FINM	Fichtenwald (halb)natürlich incl. Fichten-Moorwald (VUP, FQM, CVP, BPV)	HTB1=10+23(p.p.)
FIM	Fichten-Moorwald (sh. auch Kapitel Moore)	HT=530-533
BLKM	Blockhalden und Latschengebüsch (LAB, BKH, BOK, BKM)	HTB1=9+10 (p.p.)
BOKM	Kaltlufterzeugende Blockhalden und ihre Kondenswassermoore (BOK, BKM)	HT=251+252
BLO	Offene Blockhalden (alle) und Blockhalden-Heiden, ohne Latschengebüsch; syn. BO1 in den Tabellen, wo beide Ebenen unterschieden werden	HTB1=9
BOP	Offene Blockhalden-Standorte	HTS1=5
BO (BO1, BO2)	=BLO (s.o.) auf Aggregationsebene der HTB1 bzw. HTB2	HTB1=9 (ident. HTS2=3), HTB2=5
BOK	Blockhalde, offen und Kaltluft-erzeugend	HT=251
BOF	Blockhalden und Felsstandorte	HTB2=5
LAB	Latschengebüsch auf Blockstandort	HT=264
BKH	offene Zwergstrauchheide der Oberfläche offener Blockhalden	HT=255
FINBO	Natürlicher Fichtenwald (und Krummholz) plus offener Blockhalden	HTB1=9+10
FIKBO	Natürlicher Fichtenwald incl. seiner Kahlfächen (und Krummholz) plus offener Blockhalden	HTB1=9+10+41
HLMO	Hochlagenstandorte plus Armmoore	HTS1=7+19+20
HLBLKMO	Hochlagen-Habitate und Blockhalden sowie Armmoore	HTB3=3+6+7
NDF	Nadelforste (ohne Kiefernforste; überwiegend Fichtenforste), mit Nadelholzdominanz; NDR: Nadelholzreinbestand	HTB1=5+6+38

Das Konvult NDF beinhaltet alle von (Halb)schatt-Nadelbaumarten geprägten Nadelforste, also ohne jene mit führenden Kiefern (*Pinus*).

3.5.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.5.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

In der Tabelle 3.38. sind die Stetigkeitswerte aus den 26 Probeflächen angeführt, die in den HT des Hochlagen-Fichtenwaldes (HLF) und Fichten-Blockwaldes (FBL) untersucht wurden, sowie einige ausgewählte Konvolute, wie jenes zusammen mit Kahlfächen der Hochlagen (HLH) und auch den hochgelegenen, Fichten-reichen Bergmischwäldern (HFH), sowie das Aggregat aller (halb)natürlichen Fichtenwälder ohne den Moorwald (FIGES). Der Wert für Latschengebüsche der Hochlagen ist ebenfalls angegeben, ferner der für Konvolute der genannten Hochlagen-Nadelwald-Habitats mit Blockhalden (BLKM) bzw. mit Mooren (BOKM). Auch der Stetigkeitswert aller Fichten-dominierten Nadelforste (NDF) ist zum Vergleich angegeben.

Tab. 3.38.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Fichtenwäldern (in %), mit Pendanthabitats und den gemeinsam gebildeten Konvoluten; sortiert nach absteigender Stetigkeit in natürlichen Hochlagen-Fichtenwäldern (FIN)

Art	Areal-restr.	FIN	HLF	FBL	FIW	KFH	LAB	HLH	FIGES	BLKM	BOKM	NDF
N		26	18	8	30	17	5	3	47	15	7	59
<i>Pterostichus pumilio</i>		96	94	100	97	47	80	67	79	53	29	22
<i>Carabus sylvestris</i>	X	92	94	88	93	47	100	100	77	69	20	52
<i>P. oblongopunctatus</i>		77	89	50	77	76	0	0	77	7	14	86
<i>Carabus auronitens</i>		69	67	75	70	76	0	67	72	13	0	69
<i>Calathus micropterus</i>		54	67	25	57	18	0	0	43	0	0	17
<i>Pterostichus aethiops</i>		38	44	25	33	59	20	0	43	7	0	15
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)		35	39	25	37	29	0	0	34	0	0	15
<i>Carabus violaceus</i> SUM		35	39	25	40	29	0	0	36	0	0	22
<i>Pterostichus burmeisteri</i>		35	50	0	37	29	0	0	34	0	0	80
<i>Carabus linnei</i>	X	31	44	0	30	6	0	100	21	23	0	48
<i>Trechus alpicola</i>	X	31	28	38	30	18	20	33	26	31	40	0
<i>Notiophilus biguttatus</i>		23	11	50	27	6	20	0	19	7	0	58
<i>Carabus arvensis</i>		19	17	25	20	100	0	100	49	20	0	5
<i>Carabus glabratus</i>		19	28	0	20	18	0	0	19	0	0	46
<i>Trechus splendens</i>		19	17	25	17	12	0	0	15	0	0	0
<i>Abax parallelepipedus</i>		19	28	0	27	6	0	0	19	0	0	83
<i>Nebria brevicollis</i>		15	0	50	13	0	20	100	9	40	29	22
<i>Oreonebria castanea</i>	X	12	0	38	10	0	40	33	6	66	60	0
<i>Leistus piceus</i>		12	0	38	10	0	60	0	6	33	29	2
<i>Amara nigricornis</i>		0	0	0	0	41	0	0	15	0	0	0
<i>Cychnus attenuatus</i>		8	0	25	10	12	0	0	11	0	0	47
<i>Harpalus laevipes</i>		8	11	0	7	12	0	33	9	7	0	10
<i>Trichotichnus laevicollis</i>		8	11	0	7	0	0	0	4	0	0	37
<i>Cychnus caraboides</i>		4	6	0	3	0	0	0	2	0	0	14
<i>Pterostichus niger</i>		4	6	0	3	6	0	0	4	0	0	46
<i>Carabus hortensis</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29
<i>Carabus coriaceus</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44
<i>Carabus nemoralis</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49

Mit *Pterostichus pumilio* und *Carabus sylvestris* erreichen zwei Arten Stetigkeitswerte von über 90% in natürlichen Fichtenwäldern (FIN), drei weitere Arten Stetigkeiten von mehr als der Hälfte der Probestellen.

In den Tabellen 3.39. bis 3.45. sind die Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Fichtenwälder in den verschiedenen Konvoluten, in Tabelle 3.43. für die offenen Blockhalden und in Tabelle 3.46. als Vergleich für Fichtenforste auf Buchenstandorten aufgelistet.

In Tabelle 3.39. sind zunächst die Arten mit höherer Treue für natürliche Hochlagen- und Block-Fichtenwälder im engeren Sinne aufgeführt, d.h. ohne Kahlfächen derselben, ohne halbnatürliche Fichtenwälder hochgelegener Bergmischwälder, und auch ohne die Fichtenwälder der Moore (auch nicht der Hochlagen-Moore).

Tab. 3.39.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für natürliche Fichtenwälder (ohne Moore, Kahlfächen und halbnatürliche Ausprägungen)

Art	Areal-restr.	TS_FIN	TI_FIN	Anmerkung
<i>Trechus alpicola</i>	X	21	67	
<i>Oreonebria castanea</i>	X	44	58	
<i>Pterostichus pumilio</i>		22	45	
<i>Dromius fenestratus</i>		33	22	Arboricole Art

Insgesamt vier Arten sind in diesem Kern-Konvolut mit hoher Treue vertreten, eine davon (*D. fenestratus*) als überwiegend arboricole Art jedoch nur mit dieser Einschränkung. Für die anderen drei dieser Arten ist der Treue-Wert auf Individuen-Basis jeweils deutlich höher als jener auf Probeflächen-Basis, was für ein hohes Maß an Treue spricht.

Tabelle 3.40. listet die Arten hoher Treue für das Konvolut aus Hochlagen-Fichtenwäldern einschließlich der Kahlfächen und halbnatürlichen Ausprägungen und der Latschengebüsche.

Tab. 3.40.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für natürliche und naturnahe Hochlagen-Fichtenwälder, ihre Kahlfächen, sowie Latschengebüsche (in %)

Art	Areal-restr.	TS_NADUKF	TI_NADUKF
<i>Amara nigricornis</i>		64	77
<i>Trechus alpicola</i>	X	31	70
<i>Oreonebria castanea</i>	X	56	69
<i>Pterostichus pumilio</i>		29	60
<i>Carabus sylvestris</i>	X	33	32
<i>Pterostichus aethiops</i>		25	31
<i>Dromius fenestratus</i>		33	22

Zusätzlich zu den Arten der Tabelle 3.39. sind drei weitere Arten enthalten. Wie Tabelle 3.41. entnommen werden kann, ist darunter eine Art mit besonders starkem Bezug zu Kahlfächen der Hochlagen-Fichtenwälder.

Tab. 3.41.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Kahlfächen der Hochlagen (in %)

Art	Areal-restr.	TS_KFH	TI_KFH
<i>Amara nigricornis</i>		64%	77%

Werden die (halb)natürlichen Fichtenwälder der Hochlagen (ohne Kahlfächen) mit dem Fichten-Moorwald zu einem Aggregat verbunden, ergibt sich die in Tabelle 3.42. aufgeführte Liste von Arten höherer Treue.

Tab. 3.42.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für (halb)natürlichen Fichtenwald incl. Moorwald (in %)

Art	Areal-restr.	TS_FINM	TI_FINM
<i>Patrobus assimilis</i>	X	100	100
<i>Trechus alpicola</i>	X	50	78
<i>Oreonebria castanea</i>	X	33	58
<i>Pterostichus pumilio</i>		29	47
<i>Carabus sylvestris</i>	X	33	38
<i>Trechus splendens</i>		41	26
<i>Calathus micropterus</i>		32	23
<i>Dromius fenestratus</i>		33	22

Darunter sind mit *Patrobus assimilis* und *Trechus splendens* Arten, die einen vollständigen oder starken Treue-Bezug zu (Fichten-)Moorwäldern (sh. Kapitel Moorwald, Tab. 3.118.) aufweisen.

Die treuen Arten offener Blockhalden sind in Tabelle 3.43. aufgeführt.

Tab. 3.43.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für offene Blockhalden (in %)

Art	Areal-restr.	TS_BLO	TI_BLO
<i>Leistus montanus</i>		100	100
<i>Bembidion milleri</i>		100	100
<i>Bembidion stephensi</i>		100	100
<i>Cicindela sylvicola</i>		50	94
<i>Oreonebria castanea</i>	X	44	31

Die ausschließlich auf einer sekundären Basaltblockhalde der Rhön (Caspari 1999a, 1999b) nachgewiesenen *Bembidion milleri*, *B. stephensi* und *Cicindela sylvicola* (dieser auch in einer offenen Sandgrube) wurden von den weiteren Auswertungen im Kontext der Habitatgruppe der Fichtenwälder und ihrer Kontakthabitate ausgenommen.

Führt man offene Blockhalden mit den (halb)natürlichen Fichtenwäldern zusammen (FINBO), ergibt sich die in Tab. 3.44. dargestellte Liste treuer Arten.

Tab. 3.44.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für (halb)natürlichen Fichtenwald (ohne Moorwald) plus offene Blockhalden; im Vergleich die Werte für offene Blockhalden (BLO) und natürlichen Fichtenwald (FIN)

Art	Areal-restr.	TS_FINBO	TI_FINBO	TS_BLO	TI_BLO	TS_FIN	TI_FIN
<i>Oreonebria castanea</i>	X	100	100	44	31	44	58
<i>Leistus montanus</i>		100	100	100	100	0	0
<i>Trechus alpicola</i>	X	31	74	7	6	21	67
<i>Pterostichus pumilio</i>		26	53	3	2	22	45
<i>Carabus sylvestris</i>	X	32	31	5	3	25	27
<i>Leistus piceus</i>		31	24	8	9	15	7
<i>Dromius fenestratus</i>		33	22	0	0	33	22

Tabelle 3.45. fasst die Arten höherer Treue für das Aggregat (halb)natürlichen Hochlagen-Fichtenwaldes zusätzlich seiner Kahlfächen und den offenen Blockhalden (FIKBO) zusammen.

Tab. 3.45.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für (halb)natürlichen Fichtenwald (ohne Moorwald) plus Hochlagen-Kahlfächen und offenen Blockhalden (in %)

Art	Areal-restr.	TS_FIKBO	TI_FIKBO
<i>Oreonebria castanea</i>	X	100	100
<i>Leistus montanus</i>		100	100
<i>Amara nigricornis</i>		64	77
<i>Trechus alpicola</i>	X	38	76
<i>Pterostichus pumilio</i>		32	62
<i>Carabus sylvestris</i>	X	38	34
<i>Pterostichus aethiops</i>		25	31
<i>Carabus arvensis</i>		33	25
<i>Leistus piceus</i>		31	24
<i>Dromius fenestratus</i>		33	22

Es ergibt sich keine reine Vereinigungsmenge der Tabellen 3.39. und 3.43., da *Carabus arvensis* hinzukommt, d.h. nur für die hier dargestellte Aggregatbildung einen Treue-Wert von $\geq 30\%$ erreicht.

Zum Vergleich mit den Habitattypen und Konvoluten natürlicher und z.T. einbezogener halbnatürlicher Fichtenwälder sowie den einbezogenen natürlichen Kontakthabitaten sind in Tabelle 3.46. die treuen Arten der Fichtenforste (bzw. der Nadelforste ohne Kiefernforste) mineralischer Landstandorte aufgeführt. Es handelt sich weitgehend um Fichtenforste, z.T. auch Douglasienforste, auf Buchen-fähigen Standorten.

Mit *Calathus micropterus* ist eine der Arten dieser Tabelle auch in den Tabellen der Arten enthalten, die in (halb)natürlichen Fichtenwäldern oder von ihnen mit gebildeten Konvoluten enthalten sind. Sie kommt also sowohl in natürlichen Fichten- (und anderen Nadelwäldern) als auch unter bestimmten Umständen auch in Nadelforsten vor.

Tab. 3.46.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Nadelforste (ohne Kiefernforste und Nadelforste auf Feuchtstandorten) (in %)

Art	Areal-restr.	TS_NDF	TI_NDF	Anmerkung
<i>Diachromus germanus</i>		100	100	Wegen vorwiegend halmkletternder Lebensweise untererfasst
<i>Stenolophus teutonius</i>		25	81	
<i>Bradycellus harpalinus</i>		11	68	
<i>Pterostichus unctulatus</i>	X	57	57	
<i>Carabus glabratus</i>		19	53	
<i>Calathus micropterus</i>		14	47	
<i>Harpalus laevipes</i>		10	43	
<i>Harpalus griseus</i>		25	33	
<i>Carabus hortensis</i>		13	31	

3.5.3.2. Ordination mittels DCA

Die DCA-Ordination (Abbildung 3.22.) zeigt diesen Habitattyp am Rand des Ordinationsdiagrammes, und damit den (umgedrehten) „Gipfelbereich“ einnehmend. Der Bereich ist gut umrissen und liegt im Schnittbereich, den die Verlängerung des Moorwaldes mit der des bodensauren Buchenwaldes bildet.

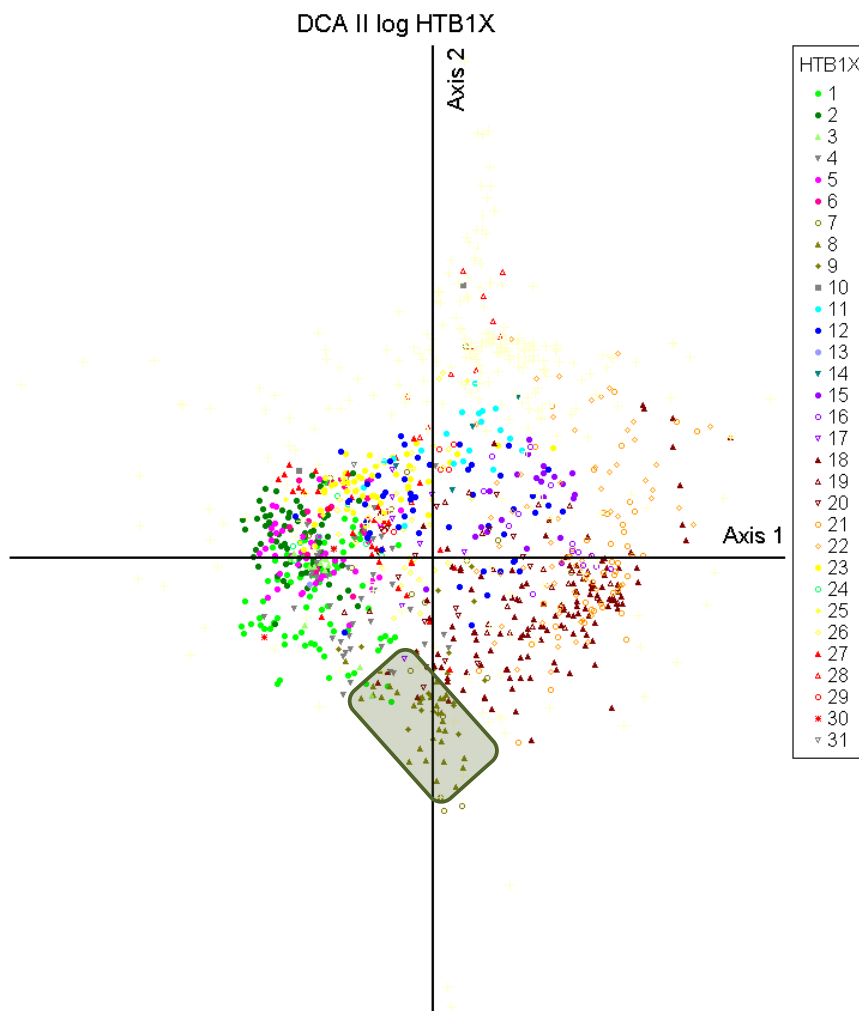


Abb. 3.22.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 1.; Bereich mit Lage der Hochlagen-Fichtenwälder hervorgehoben.

Die Ordinationsergebnisse der einzelnen verfahrensselektierten Arten finden sich für die Fichtenwälder in der Anlage A.3.4., typische Ordinationsbilder exemplarisch im folgenden Abschnitt.

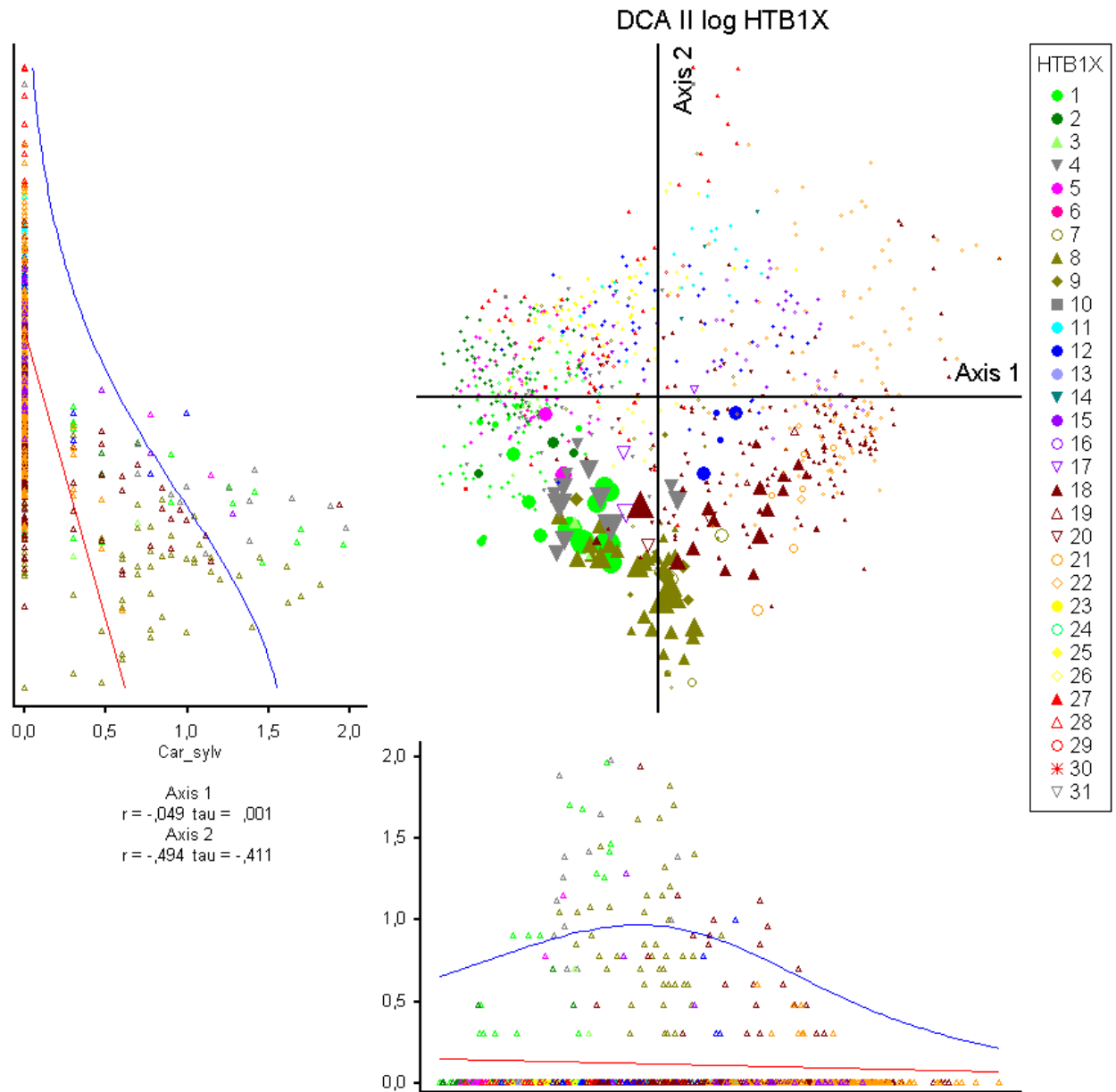


Abb. 3.23.: DCA für *Carabus sylvestris*

Die DCA-Biplots von Arten wie *Carabus sylvestris* (vgl. Abb. 3.23.) lassen deutlich erkennen, dass sie neben natürlichen Fichtenwäldern auch im Buchenwald (d.h. dem Bergmischwald) vorkommen, und auch in Fichtenforsten der Bergmischwaldstufe, sowie in gewissem Umfang auch im Fichten-Moor(rand)wald. Ähnliche Ordinationsbilder zeigen beispielsweise *Pterostichus pumilio* und mit Einschränkungen auch *Calathus micropterus* (der im Moor(rand)wald weitgehend fehlt, und im Kiefernwald ein weiteres Vorkommen hat).

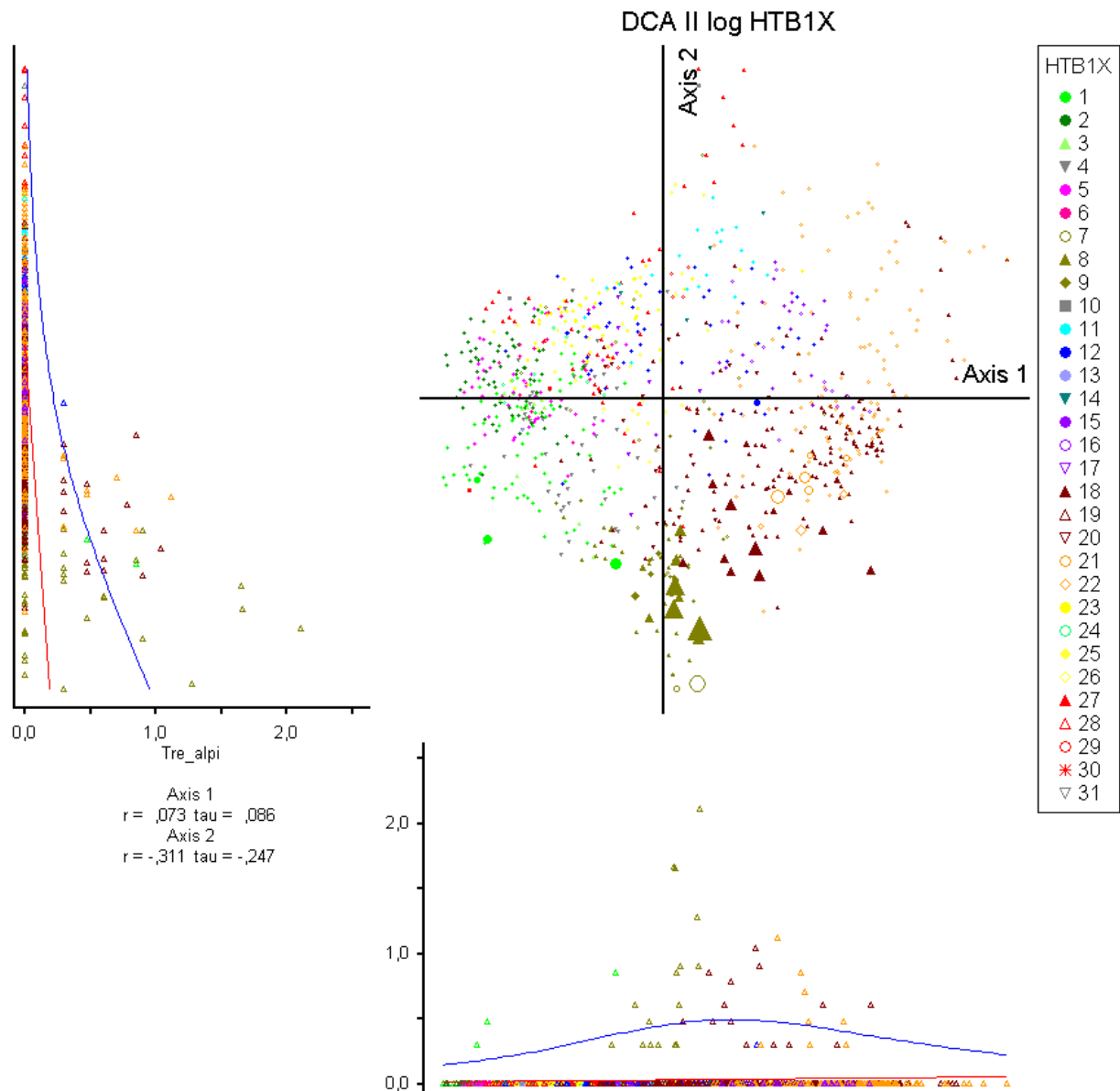


Abb. 3.24: DCA für *Trechus alpicola*

Einige Arten wie *Trechus alpicola* (Abb. 3.24.) vermitteln hingegen zwischen den subalpinen Fichten- und den Moorwäldern, fehlen in Bergmischwäldern aber weitgehend. Ähnlich verhalten sich in ihren Ordinationsbildern *Carabus arvensis* und *Pterostichus aethiops* sowie die bei den Moorwäldern behandelten *Trechus splendens* und *Carabus violaceus violaceus*.

Ein weiteres Ordinationsbild stellen die Arten dar, die zwischen Block-Fichtenwäldern der Hochlagen und Blockhalden vermitteln, wie *Oreonebria castanea* (Abb. 3.25.). Eine strenge Beschränkung auf den subalpinen Habitatkomplex zeigt auch *Amara nigricornis*.

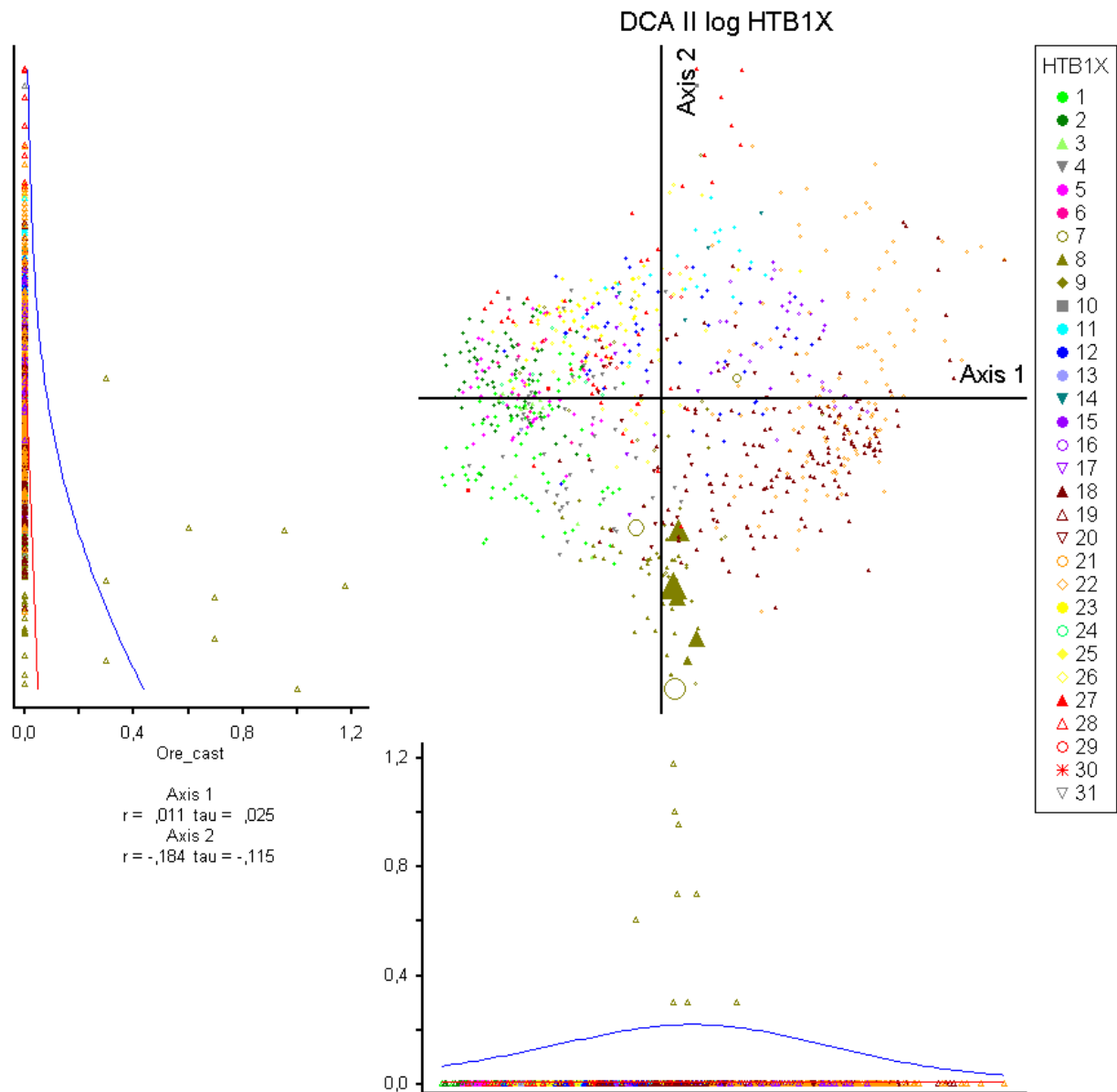


Abb. 3.25.: DCA für *Oreonebria castanea*

Ein ähnliches Bild zeigt *Leistus montanus*, ist aber auf offene Blockhalden beschränkt. *Trechus alpicola* verdient dafür Erwähnung, sowohl im Moor-„Flügel“ der Fichtenwälder als auch in deren Block(halden)-„Flügel“ vorzukommen.

3.5.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

In der ISA mit HTS1 werden natürlicherweise offene Blockhalden und natürliche Hochlagen-Waldstandorte betrachtet. Beim gemeinsamen Test offener Blockhalden und der Hochlagenwaldstandorte zusammen in der HTS1(X) werden natürliche offene Blockhalden und Hochlagenwälder einschließlich deren Lichtungen zusammengefasst. Die ISA mit der HTS2 sind alle Hochlagenstandorte zusammengefasst, ebenso alle Blockhalden-Standorte. In der HTB2X sind natürliche Blockhalden und Hochlagenwälder einschließlich der Kahlfächen zusammengefasst, in der HTB3 Block-, Fels- und Höhlenstandorte plus Hochlagenwälder einschließlich der Kahlfächen.

Die Ergebnisse der ISA für Fichtenwald und offene Blockhalden sind in Tabelle 3.47. aufgeführt.

Tab.: 3.47.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Fichtenwälder und Konvolute (nach dem maximalen Testkonvolut sortiert)

ISA	HT	HTS1	HTS1(X)	HTB1	HTS2	HTB2(X)	HTB3
Beschreibung	Innerhalb der Landhabitats (LH)	HL-STO, soweit nicht offene Blockhalden (BOP) angegeb.	Hochlagen & offene Blockhalden zusammen	Hochlagenwald incl. Krummholz; vs. Kahlfächen	Alle HL-Waldstandorte (incl. Kahlfächen und Krummholz) zus. (vs. alle BO zus.)	HL incl. Kahlfächen versus offene Blockhalden	Alle HL/BO-Standorte zusammen
Relevante unterschiedene Einheiten	HLF, FBL, HFH, KFH, LAB, BKH, BO	HL, BOP	H/F	HLW, HLH	HL, BO	HL, BO	H/F
Hochlagen-Standorte ohne Blockhalden							
<i>Pterostichus pumilio</i>	FBL: 22,7 (0,02)	33,0 (0,01)	25,8 (0,01)	37,8 (0,01)	51,3 (0,01)	37,8 (0,01)	37,9 (0,01)
<i>Carabus sylvestris</i>	HFH: 20,2 (0,04)	26,2 (0,02)	22,4 (0,05)	29,0 (0,01)	45,7 (0,02)	(Trend: 29,4; 0,06)	32,0 (0,02)
<i>Calathus micropterus</i>				(Trend: 13,4; 0,09)	(Trend: 17,1; 0,08)		(Trend: 9,6; 0,09)
Kahlfächen im Hochlagenwald							
<i>Carabus arvensis</i>	KFH: 35,6 (0,01)	(Trend: 13,0; 0,06)		HLH: 46,5 (0,01)	(Trend: 22,0; 0,08)		17,2 (0,04)
<i>Amara nigricornis</i>	KFH: 28,8 (0,04)			HLH: 35,7 (0,05)	12,1 (0,04)	(Trend: 9,8; 0,08)	7,2 (0,04)
<i>Pterostichus aethiops</i>		(Trend: 10,4; 0,06)		HLH: 19,3 (0,05)	(Trend: 22,6; 0,09)		13,6 (0,02)
Hochlagenstandorte und Blockhalden zus.							
<i>Trechus alpicola</i>		(Trend: 10,1; 0,09)					17,1 (0,02)
Blockhalden							
<i>Oreonebria castanea</i>		BOP: 13,9 (0,03)	12,9 (0,05)		BO: 12,9 (0,02)	BOF: 11,2 (0,02)	12,3 (0,01)
<i>Leistus montanus</i>	BKH: 33,3 (0,04)				BO: 5,3 (0,03)	BOF: (Trend: 4,8; 0,06)	
Spezielle HT							
<i>Leistus piceus</i>	LAB: 19,9 (0,07)						(Trend: 4,7; 0,1)

Die Tabelle ist mit 10 Arten relativ kurz, worin auch die Artenarmut dieses extremen Lebensraumes zum Ausdruck kommt. Mehrere der Arten erreichen signifikante IndVal nur (oder mit höchsten Werten) für Kontakthabitate der subalpinen Fichtenwälder wie insbesondere Blockhalden (zwei Arten). Eine weitere Art (*Trechus alpicola*) testet für das Konvolut der Hochlagen-Wälder und Blockhalden am höchsten. Zwei Arten sind Blockhalden-Spezialisten, eine davon kommt auch in Fichten-Blockwäldern vor und testet auch im mit diesen gebildeten Konvolut signifikant, allerdings geringer als für Blockhalden allein. Zwei Arten (*Pterostichus pumilio*, *Carabus sylvestris*) erzielen für Hochlagenwälder zusammen mit deren Kahlfächen den höchsten IndVal. Auf Habitattypen-Ebene testet überhaupt nur eine Art für Hochlagen-Fichtenwald (in Form des Fichten-Blockwaldes, FBL) und eine weitere für den halbnatürlichen Fichtenwald der Hochlagen an der oberen Grenze des Bergmischwaldes (HFH) signifikant, während alle anderen Arten der Liste in diesem Verfahren für andere Hochlagen-Habitattypen wie Latschengebüsche (LAB) u.ä. selektiert werden. Drei Arten weisen den höchsten Wert im Bereich der Kahlfächen der Hochlagen-Wälder auf.

3.5.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.4. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Fichtenwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

3.5.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.48. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren gegenüber. Testergebnisse, die die Art in Beziehung zu Fichtenwäldern oder einem speziellen Fichtenwald-Typ setzen, sind in olivgrün hervorgehoben, jene zu Block-Habitaten in weinrot und zum Konvolut aus Hochlagen und Mooren (bzw. zu Moor-HT) braun.

Tab. 3.48.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Fichtenwald (versch. Ebenen); olivgrün=Testbezug zum Fichtenwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Carabus sylvestris</i>	HLW	201,6155	HLF	HL>FIKBO>H/F>FINBO>HLF	HL (HTS2)	45,7
<i>Pterostichus pumilio</i>	HLW	172,7323	HLF	(HL>FIKBO>H/F>FINBO>HLF)	HL (HTS2)	51,3
<i>Pterostichus aethiops</i>	HL	62,1704	KFH	KFH/HLH>H/F>NND>HLW>NDW	HLH (HTS1)	19,3
<i>Trechus rubens</i>	FBL	26,6380	FBL	(ALN>STA>CEA>SQS>AW>AB)		
<i>Dromius fenestratus</i>	HFH	36,0914	HFH	HLW>HL>FINBO>HLF>FIKBO		
<i>Amara nigricornis</i>	KFH	230,1600	KFH	HL>FIKBO>HLH>NND>HLMO	HLH (HTS1)	35,7
<i>Carabus arvensis</i>	KFH/HLH	180,9342	KFH	(NND>HL>FIKBO>H/F>NDW)	HLH (HTS1)	46,5
<i>Oreonebria castanea</i>	BOK	223,2403	BOK	FINBO>FBL>FIKBO>H/F>BOP	BOP (HTS1)	13,9
<i>Leistus montanus</i>	BKH	300,6659	BKH	BOP>BO1>BO2>FINBO>FIKBO	BKH (HT)	33,3
<i>Trechus splendens</i>	HLMO	56,8854	PMS	(MWA>MWP>MWSI>HLBLKMO>OMBR)		
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	HLMO	51,2452	PMS	(MWA>HLBLKMO>OMBR>MWSI>ORG)		
<i>Calathus micropterus</i>	NND	123,3139	HLF	(HLF>HLFI>HL>KIHN>SSW)		
<i>Leistus piceus</i>	FA	37,2897	FA	(FBL>FINBO>HLFI>SIES>FIKBO)	LAB	19,9
<i>Trechus alpicola</i>	CVP	82,4601	CVP	(FIKBO>HL>H/F>HLBLKMO>HLW)	H/F	17,1

Die Verfahren der ISA und Chi² identifizieren weitgehend dieselben Arten mit einer Beziehung zu Hochlagen-Waldhabitaten, aber für im Detail z.T. unterschiedliche Einheiten. *C. sylvestris* und *P. pumilio* sind laut ISA bevorzugt Bewohner der Hochlagen-Standorte (Ebene HTS2), und erzielen auch für denselben HT ihren maximalen HT-Testwert. Beide weisen auch auf HT-Ebene signifikante ISA-Werte auf, wenn auch für verschiedene HT (vgl. Tab. 3.47.). Beide indizieren in der ISA Hochlagen-Standorte (Ebene HTS2), während sie ihre höchsten Chi²-Werte für Hochlagen-Fichtenwälder (Ebene HTB1) erzielen.

P. aethiops bevorzugt in der ISA Hochlagen-Heiden, im Chi²-Test hingegen Hochlagen-Standorte allgemein.

Weitere zwei Arten (*A. nigricornis*, *C. arvensis*) werden sowohl in der ISA als auch im Chi²-Verfahren je mindestens einmal signifikant indiziert, bevorzugen dabei ebenfalls das Konvolut aus Hochlagen-Wald und -kahlfäche in der ISA, und präferieren auch nach Chi²-Verfahren die Kahlfächen-, „Heide“ der Hochlage.

Zwei Arten stehen in beiden Verfahren speziell im Kontext der Blockhalden. *Oreonebria castanea* zeigt aber zusätzlich auch ein Auftreten in Konvoluten, die auch Hochlagen-Nadelwald mit einschließen, während *L. montanus* auf offene Blockhabitats beschränkt erscheint.

Zwei Arten (*C. violaceus*, *T. splendens*) werden im Chi²-Verfahren mit dem Konvolut aus Hochlagen-Fichtenwäldern und Mooren als Habitat höchster Affinität in Verbindung gebracht. Diese Kombination wurde in der durchgeführten ISA nicht getestet, was für diese Arten den Unterschied der Testergebnisse beider Verfahren relativiert. Eine der Arten (*T. alpicola*) erreicht ihren maximalen Chi²-Testwert wie auch Ind.Val. der ISA (sh. Tab. 3.123) für den Aufichtenwald (CVP) und somit einen Moorwaldtyp, kalter, anmooriger Standorte, weist aber auch im Kontext der nichtmoorigen Fichtenwälder signifikante Werte auf. Sie zeigt in der ISA der Landwälder den maximalen IndVal für das Konvolut aus Hochlagen-Habitaten und Blockhalden, was sich dadurch erklären lässt, dass die Art in den Blockhalden die „Kondenswassermoore“ (bzw. -Vermoorungen) am Haldenfuß präferiert, und auch der höchste Chi²-Testwert im Landwald-Kontext für das Konvolut FIKBO geht in diese Richtung.

Trechus rubens erzielt im Chi²-Test den höchsten Testwert für Fichten-Blockwald, wenn auch wegen der wenigen Funde nur mit geringem Testwert, was auch erklärt, warum in der ISA kein entsprechender Wert errechnet wird. *L. piceus* wird in der ISA auf HT-Ebene für Latschengebüsch auf Blockstandorten (LAB) ausgewiesen, einen insgesamt mit nur wenigen Datensätzen vertretenen HT. *C. micropterus*, der auch in der Gruppe der Kiefernwälder auftritt, erreicht den höchsten HT-Testwert insgesamt im Hochlagen-Fichtenwald, den höchsten Testwert aber für natürliche Nadelwald-Standorte.

3.5.3.6. Zusammenfassung der Chi²-Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabelle 3.49. stellt den Chi²-Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber.

Tab. 3.49.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Fichtenwälder und ihrer Kontakthabitate

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Carabus sylvestris</i>	HLW	201,6155	HLF	+	+	+	N	++	C
<i>Pterostichus pumilio</i>	HLW	172,7323	HLF	+	+	+	N	+	C
<i>Pterostichus aethiops</i>	HL	62,1704	KFH	>	>	+	N	+	
<i>Trechus rubens</i>	FBL	26,6380	FBL	>	>	+	N	+	
<i>Dromius fenestratus</i>	HFH	36,0914	HFH	+	+	N	N	K	
<i>Amara nigricornis</i>	KFH	230,1600	KFH	+	+	+	N	N	C
<i>Carabus arvensis</i>	KFH/ HLH	180,9342	KFH	>	>	+	N	+	
<i>Oreonebria castanea</i>	BOK	223,2403	BOK	+	+	+	N	+	C
<i>Leistus montanus</i>	BKH	300,6659	BKH	+	+	+	N	+	C
<i>Trechus splendens</i>	HLMO	56,8854	PMS	+	+	+	N	++	C
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	HLMO	51,2452	PMS	+	+	+	N	+	C
<i>Calathus micropterus</i>	NND	123,3139	HLF	+	>	+	N	+	C
Art	ISA (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT (Chi ²)	Lit. ME (ISA)	Lit. Eur (ISA)	Lit. Merk. (ISA)	Lit. and. LR (ISA)	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Leistus piceus</i>	LAB	19,9	n.a.	>	>	+	N	n.a.	
<i>Trechus alpicola</i>	H/F	17,1	n.a.	+	+	+	N	n.a.	C

Carabus sylvestris und *Pterostichus pumilio* können angesichts hoher Testwerte wohl als Charakterarten gelten, auch wenn sie in die obere Bergmischwaldstufe einstrahlen.

Trechus splendens und *Carabus violaceus* (s.str.) kommt der Status als Charakterarten für das Konvolut aus Hochlagen- und Moorstandorten zu. Für den durch Block(halden)-Standorte geprägten Teil des Habitatkomplexes können *Oreonebria castanea* und *Leistus montanus* als Charakterarten gelten, nicht jedoch *Trechus rubens*, der auch weitere Lebensräume tieferer Lagen besiedelt. Bei *Dromius fenestratus* als arboricoler Art ist die Einstufung als Charakterart denkbar, aber nicht hinreichend sicher belegt. *Amara nigricornis* kann als einzige der drei Arten, die für Kahlfächen im Hochlagenwald ihre höchste Affinität besitzen, als Charakterart gelten, da sie weitgehend auf diese beschränkt ist.

Aus der ISA testet *Leistus piceus* für Latschengebüsche maximal, kann aber laut Literaturreferenzierung nicht als Charakterart gelten. Zwar zeigt das Auftreten in Hochlagen-Block-Nadelwäldern und -gebüschten wohl stets natürliche Habitats an, da diese Art praktisch nicht in Fichtenforsten vorkommt (s.u., Tab. 3.50.), doch kommt sie als „stenöker Mehrlebensraumbewohner“ eben auch in hoch gelegenen Blockschutt-Laubwäldern und in Schluchtwäldern vor.

Trechus alpicola ist aus der ISA als Charakterart für das Konvolut aus Hochlagen und Blockstandorten zu ergänzen. Diese Art weist den höchsten χ^2 -Testwert für den Aufichtenwald (CVP) auf, verfügt aber auch im Kontext der Hochlagenwälder (z.B. im Konvolut HLMO) über fast genau so hohe Werte, und kann insofern auch übereinstimmend mit dem χ^2 -Verfahren als Charakterart sowohl speziell des CVP als auch der natürlichen Fichtenwälder allgemein gelten.

Die maximalen Affinitäten der charakteristischen Arten zu bestimmten Habitattypen oder Konvoluten sind in Abbildung 3.26. zusammengefasst.

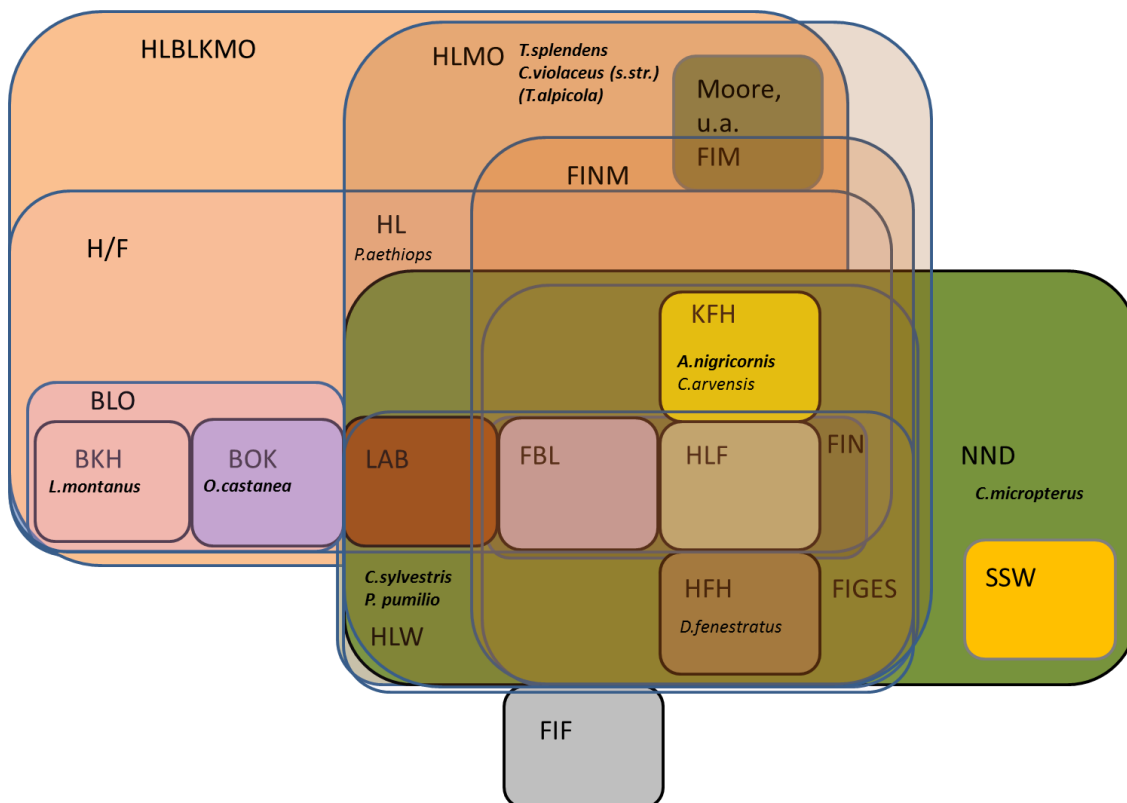


Abb. 3.26.: Zusammenhang der Fichten-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute, mit den Arten, die hier höchste χ^2 -Testwerte (Affinitäten) erreichen (Charakterarten fett)

3.5.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Als Pendanthabitats des Fichten-Blockwaldes und -hochlagenwaldes können natürlicherweise waldfreie Blockstandorte und Latschengebüsche, sowie die ganz vereinzelt auftretenden waldfreien Fels- und Blockheiden der natürlichen Waldgrenzstandorte der Hochlagen aufgefasst werden. Hochlagen-Fichtenwälder bilden als Habitattyp häufig Komplexe mit Hochlagen-Mooren und Hochlagen-Blockstandorten. Auch die spezialisierte Fauna und Flora der Hochlagen-Fichtenwälder rekrutiert sich aus diesen Lebensräumen (Rabeler 1952, Rabeler 1967, Müller-Kroehling et al. 2009b). Manche der Arten wie *Leistus piceus* und *Cychnus attenuatus* treten innerhalb der natürlichen Fichtenwälder der Hochlagen

nur in den Fichten-Blockwäldern und nicht in den Fichten-Hochlagenwäldern ohne starke Blocküberlagerung auf, bei anderen wie *Carabus linnei* ist es umgekehrt.

Kaltluft-erzeugende Blockhalden

Neben den außerhalb der Alpen und subalpinen Lagen der Mittelgebirge auf Blockhalden spezialisierten *Oreonebria castanea (sumavica)* und *Leistus montanus* kommen mehrere Arten regelmäßig in diesem Lebensraum, wie auch im Hochlagen-Fichtenwald vor. Dies trifft v.a. für *Pterostichus pumilio*, *Carabus sylvestris* und *Leistus piceus* zu, und für *Trechus alpicola* v.a. im Bereich der Kondenswassermoore am Haldenfuß. Das unbewaldete Zentrum von Blockhalden stellt sich als tiefgründig aus groben Blöcken und dazwischen liegenden Klüften zusammensetzender Lebensraum dar. Als solches „Labyrinth“ aus Blöcken und Hohlräumen eignet es sich kaum für eine Durchwanderung und schließt daher flugunfähige „Irrgäste“ weitgehend aus. Selbst wenn die angeführten Waldarten die umliegenden Nadelwälder und Latschengebüsche in hoher Aktivitätsdichte besiedeln, kann angesichts der Stetigkeit von Nachweisen im Zentrum von Blockhalden nur davon ausgegangen werden, dass diese auch tatsächlich ein Teil ihres Lebensraumes sind. Auch wenn Blockhalden aufgrund ihrer extremen Eigenschaften Arten beherbergen, die weitgehend auf sie beschränkt sind und sie daher in der multivariaten Analyse eine hohe „Eigenständigkeit“ haben (Brunner et al. 2013) bedeutet das demnach nicht, dass sie nicht auch Teillebensraum von Arten sein können, die auch in der Umgebung der Blockhalden vorkommen, wie beispielweise *P. pumilio*.

Molenda (1996, 2000a) hat auf die Bedeutung der Blockhalden für das Areal mancher Kaltzeitrelikte hingewiesen. Die Bedeutung dieses Lebensraumes für die regionale Faunenzusammensetzung ist möglicherweise sehr groß und geht über die heute auf ihn weitgehend beschränkten Arten wahrscheinlich sogar hinaus. Es ist denkbar, dass heute sehr regelmäßig auch in den umliegenden Wäldern lebende, aber doch stark kälteadaptierte Arten in klimatischen Wärmeperioden oder auch in „Extremsommern“, sowie ferner auch bei ungünstiger Vegetationsentwicklung an der Lokalität, wie bei Kahllage des umliegenden Waldes (z.B. durch Borkenkäferfraß), in den kaltluft erzeugenden Blockhalden Refugium finden. Solchen Refugialhabitaten in Zeiten ungünstiger Witterungs- oder Klimabedingungen käme dann v.a. für ausbreitungsschwache, hochgradig kaltstenotherme Arten eine potenziell große Rolle zu (Molenda 1996). Nur wenn solche Refugialhabitate zur Verfügung stehen, kann möglicherweise für manche Arten in „Grenzregionen“ ihres Vorkommens (wie beispielsweise Bergrücken mit Höhererstreckung nicht bis in alpine Lagen) eine ungebrochene Faunentradition auch über Phasen ungünstiger Bedingungen (Warmzeit, Kahllage) hinweg gewährleistet werden.

Gleichzeitig bietet die Oberfläche in Form sich gut erwärmender Blöcke und einer stellenweise heideartigen Vegetation, und das licht bestockte, felsige Umfeld von Blockhalden stellenweise auch thermisch begünstigte Bedingungen (Heinz 2002), die manchen möglicherweise speziell an diese Kombination von Klimafaktoren angepassten Arten wie *Leistus montanus* (Heinz 2002) oder *Amara erratica* (vgl. Fund von Bohac & Matejcek 2004) günstige (Über)lebensbedingungen bieten kann.

Daten zu **Kalk-Blockhalden** lagen (außerhalb der Alpen) nur in zu begrenztem Umfang vor, um eigene Auswertungen durchzuführen. *Carabus intricatus* trat in Bayern mehrfach in diesem Lebensraum auf, seine nicht auf Bäume beschränkten, guten Kletterfähigkeiten (Sustek 1999) befähigen ihn offenbar zum „Durchsteigen“ des Blockhabitates. In **Kalkschutthalden** können Blockhalden-Spezialisten wie *Leistus montanus* auftreten (Szallies & Ausmeier 2001b).

Sekundäre Blockhalden, wie Caspari (1999a, 1999b) sie in der Rhön untersuchte, sind selbst im räumlichen Anschluss an natürliche Blockhalden offenbar nicht Heimat der Blockhalden-Fauna. Vielmehr treten hier Waldarten und Störstellenpioniere tonig-lehmiger Rohbodenstandorte wie etwa *Bembidion stephensi* und *B. milleri* (vgl. Sokolowski 1958, Baehr 1980) auf (was in diesem Fall speziell aber auch möglicherweise durch die Beeinträchtigung der Fläche mit Basaltschlacke zu erklären ist).

Vermoорungen der Hochlagen

Mit Mooren haben Hochlagen-Fichtenwälder zahlreiche Gemeinsamkeiten, insbesondere dauerkaltes, feuchtes Klima mit sehr hohen Niederschlägen und oberflächennah torfiges, sehr nährstoffarmes und saures Substrat (Rohhumus). Einige Arten treten sowohl in Mooren, als in den Hochlagen offenbar zumindest teilweise auch im „normalen“ Fichtenwald auf (*Trechus splendens*, *T. alpicola*). Es kommen jedoch nicht alle Arten, die natürlichen Fichtenmoorwald besiedeln, in den kühl-feucht-niederschlagsreichen Kammlagen auch im „normalen“ Fichtenwald vor. Ein Beispiel für eine Art, die ausschließlich Fichten-Hochlagen-Moorwald besiedelt, aber andere Fichtenwälder offenbar in Mitteleuropa (als als in Nordeuropa) als Lebensraum nicht nutzen kann, ist *Patrobus assimilis* (siehe im Kapitel Moorwald).

Kahlflächen im Hochlagen-Fichtenwald

Einige Arten treten ausschließlich oder bevorzugt dann auf, wenn es zu Kahlflächen oder Lichtungen im Hochlagen-Fichtenwald kommt. Zum Teil handelt es sich dabei um seltene und als gefährdet eingestufte Arten, wie etwa *Amara nigricornis* und *Carabus arvensis*. Muona & Rutanan (1994) bezeichnen *A. nigricornis* für Waldbrände borealer Wälder in Finnland als „Brandspezialisten“, was für ein hohes Besiedlungspotenzial dieser boreoalpin verbreiteten Art spricht. *Carabus arvensis* ist nicht flugfähig, aber in den Hochlagen weniger stark auf Offen-Flächen beschränkt als jene Art, und wäre insofern in der Lage, trotz eines nur zeitlich und räumlich begrenzten Auftretens von Kahlflächen zu überleben. Auf den Kahlflächen kommt es nicht nur zu einer verstärkten Einstrahlung, sondern häufig auch zu einem **Versauerungsschub** durch verstärkten Abbau des Auflagehumus und Überschuss-Nitrifikation mit Bildung von Salpetersäure (Irslinger 1997), und vielfach auch zu einer **sekundären „Versumpfung“** durch die ausbleibende Interzeption und Transpiration. Diese Konstellation schafft günstige Bedingungen sowohl für ausbreitungsstarke, heliophile Pioniere, als auch für hygrophile, ja selbst Moore präferierende Arten, und darunter auch die o.g. stenöken Arten. Bemerkenswert ist indes, dass *Amara nigricornis* im NWR „Markscheide“ (an der unmittelbaren Grenze zum Nationalpark Sumava) nach Borkenkäfer-Kahlfraß mit Aufarbeitung und Belassen der entrindeten Stämme nicht auftrat (Burmeister 2010). Offenbar sind auch die flugfähigen unter den boreoalpinen Arten nicht unter allen Umständen in der Lage, die entstehenden Kahlflächen zu nutzen. Bohac & Matejka (2011) fanden in durch Borkenkäferbefall abgestorbenen, unterschiedlich behandelten Waldbeständen hochmontaner Höhenlagen des Böhmerwaldes (Sumava) in den geräumten Kahlschlägen eine gegenüber den Waldbeständen extrem stark veränderte Laufkäferfauna überwiegend aus ubiquitären Offenlandarten.

Alle spezialisierten Arten der Hochlagen-Kahlflächen sind indes zumindest teilweise in der Lage, auch kleinflächige Kahlflächen, d.h. Lichtungen zu nutzen, so dass die Existenz dieses Präferenztyps nicht als Indiz für die „Ursprünglichkeit“ von Kahlflächen ausgelegt werden kann. Hinzu kommt, dass alle fraglichen Arten (*A. nigricornis*, *C. arvensis* wie auch *Pterostichus aethiops*) auch in Mooren (z.B. Moorheiden u.ä.) vorkommen (auch speziell im Bayerischen Wald) und daher Kahlflächen für keine der Arten den einzigen Lebensraum darstellen.

Ähnliche, die Habitateigenschaften ändernde Effekte können auch in durch „**neuartige Waldschäden**“ geschädigten Fichtenbeständen beobachtet werden. In den von Bohac (2001) untersuchten, in unterschiedlichem Umfang geschädigten Fichtenbeständen in den Hochlagen des Riesengebirges (Tschechien) traten *Carabus sylvestris*, *Leistus piceus* und *Trechus splendens*, ferner *Pterostichus unctulatus* und *Molops piceus* in hoher Stetigkeit auf. Nur auf der am stärksten geschädigten Fläche traten einige bevorzugt in Mooren auftretende Arten hinzu, wie *Pterostichus rhaeticus*, *P. diligens*, *Agonum fuliginosum* und *Notiophilus aquaticus*. Die von Lorenz (1991) im Erzgebirge untersuchten hochgelegenen Fichtenbestände mit „Rauchgasschäden“ wiesen für manche Arten wie *Trechus splendens*,

Carabus violaceus und *Nebria brevicollis* eine Konzentration auf die stark geschädigten Bestände auf (im Falle von *Carabus arvensis* zusätzlich auch ein Auftreten in einem Fichten-Jungbestand geringerer Schadensklasse). Manche auch in verheideten Mooren vorkommenden Arten wie *Epaphius secalis* traten ebenfalls nur, andere wie *Dyschirius globosus* und *Loricera pilicornis* zumindest bevorzugt in den stark geschädigten Altbeständen auf.

Kahlflächen des Hochlagenwaldes im subalpinen Bergwaldgürtel sind eine temporäre Komponente. **Alpine Zwergstrauch- und Grasheiden** sind für manche der Arten strukturell ähnliche, permanente Kontaktbiotope, kommen jedoch in Bayern praktisch nur in den Alpen vor. Die einzigen außeralpinen, natürlicherweise oberhalb der Waldgrenze gelegenen Hochlagen-Habitate Bayerns finden sich am Arber. Hierfür kann auf die Arbeit von Apfelbacher (1998) zurückgegriffen werden, die aufgrund der speziellen Geländemethodik (Köderfallen, Handfänge) nicht in den Datenbestand aufgenommen werden konnte. Apfelbacher (1998) betont, dass die geographische Isolation der alpinen Zone des Arbergipfels bedingt, dass streng alpine Elemente unter den Laufkäfern fehlen. Er fand die montanen Waldarten und Spezialisten der Hochlagenwälder, wie *C. violaceus*, *C. sylvestris*, *C. auronitens*, *Oreonebria castanea*, *Calathus micropterus*, *Pterostichus pumilio*, *Trechus splendens* und *T. alpicola*, das „Heide-Element“ wird von *Carabus arvensis*, *Notiophilus aquaticus*, *Bradycellus caucasicus* und *Amara lunicollis* gestellt.

Hoch gelegene Fichtenforste in der Bergmischwaldstufe

Auch mit montanen Bergmischwäldern bestehen durch gemeinsames Vorkommen mancher Arten der Hochlagen-Fichtenwälder Übereinstimmungen. So treten dort ebenfalls *Pterostichus pumilio* und *Carabus sylvestris* auf, bei stärkerer Blocküberlagerung auch *Leistus piceus*. Wenn hochmontane Bergmischwälder im Übergang-Höhenbereich zu den subalpinen Fichtenwäldern dahingehend überprägt sind, dass die Fichtenanteile dort überhöht sind (Habitattyp HFH), können zum Teil offenbar Arten diesen Lebensraum mit nutzen, die für Hochlagen-Fichtenwälder charakteristisch sind und den Buchen-geprägten Bergmischwäldern eher fehlen. Aufgrund der geringen Probeflächenzahl ist eine Präzisierung oder Quantifizierung dieses Effektes jedoch nicht möglich.

Fichtenforste

Reine Fichtenforste, häufig als Altersklassenwald, sind ein sehr verbreiteter Wirtschaftsforst, der in Bayern angesichts der standörtlichen Plastizität dieser Baumart in allen Wuchsgebieten und Höhenstufen und auf einer breiten Palette von Standorten zu finden ist.

In Abbildung 3.27. ist ein VENN-Diagramm für den Vergleich der Artenausstattung der natürlichen subalpinen Fichtenwälder (ohne halbnatürliche und ohne Kahlflächen, sowie ohne Moorwald) mit Fichtenforsten (ohne Fichten-Buchen-Mischbestände, halbnatürlichen Fichtenwald/forst HFH und ohne Fichtenforste auf Feucht- und Torfstandorten) abgebildet.

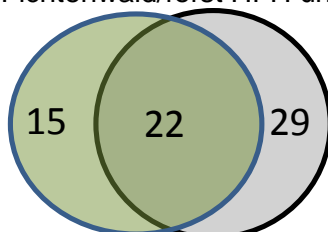


Abb. 3.27.: VENN-Diagramm zwischen FIN (olivgrün) und FIF (grau); Erläuterungen im Text

Der Überschneidungsbereich (33%) ist kleiner als der Bereich der Arten, die nur in Fichtenforsten, nicht aber in Hochlagen-Fichtenwäldern auftreten (44% der Arten). Eine nicht unerhebliche Komponente (23%) kommt in diesem Vergleichspaar nur in natürlichen subalpinen Fichtenwäldern vor.

Der Umfang der Nutzung von Fichtenforsten durch Arten natürlicher Fichtenwälder ist in Tabelle 3.50. dargestellt.

Tab. 3.50.: Stetigkeits- und Treuewerte charakteristischer Arten der Hochlagen-Fichtenwälder in Nadelforsten (ohne Kiefern); absteigend sortiert nach der Stetigkeit in Nadelforsten (NDF); NDR=Nadelholz-Reinbestand; FLF=Fichtenforste auf Standort des LF; FAF: auf Standort des AF; TS, TI: Treue-Werte (s.o.)

Art	Areal-restr.	ST_NDF %	ST_NDR %	ST_FLF %	ST_FAF %	TS_NDF	TI_NDF
<i>Carabus sylvestris</i>	X	52	48	55	0	13	24
<i>Carabus linnei</i>	X	48	39	35	50	18	24
<i>Calathus micropterus</i>		17	10	13	0	14	47
<i>Pterostichus pumilio</i>		22	15	19	0	9	11
<i>Pterostichus aethiops</i>		15	10	6	25	10	4
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)		15	13	16	0	8	27
<i>Leistus piceus</i>		2	0	0	0	4	6
<i>Trechus alpicola</i>	X	0	0	0	0	0	0
<i>Oreonebria castanea</i>	X	0	0	0	0	0	0
<i>Dromius fenestratus</i>		0	0	0	0	0	0
<i>Trechus splendens</i>		0	0	0	0	0	0
<i>Trechus rubens</i>		0	0	0	0	0	0

Fichtenforste sind demnach überwiegend nicht Lebensraum der besonders spezialisierten Arten natürlicher Hochlagen-Wälder. Besonders absolut gilt dies für die Arten der unteren Tabellenhälfte. Selbst *Leistus piceus*, obgleich „Mehrlebensraumbewohner“ mit Vorkommen in anderen, durch Laubbäume geprägten Lebensräumen (u.a. Schluchtwäldern), greift kaum auf Fichtenforste über, und ist innerhalb seines Habitatspektrums insofern Habitat-übergreifend ein „Naturnähezeiger“.

Es gibt aber für manche Arten (und vorwiegend in höher gelegenen Gebieten) auch Ausnahmen, d.h. eine regelmäßige Nutzung auch der Fichtenforste. Eine solche Ausnahme ist *Carabus sylvestris*, für den offenbar Fichtenforste in montaner Lage ebenso wie hochgelegene Bergmischwälder einen geeigneten Lebensraum darstellen. Ähnliches gilt z.T. für vorwiegende Buchen- und Bergmischwald-Bewohner wie *C. linnei* (sh. dort). Gemessen an der Regelmäßigkeit des Auftretens und im direkten Abundanzvergleich in den Gebieten müssen diese Forste selbst für letztere Arten auch nicht per se einen schlechteren Lebensraum als der Buchen-reiche Bergmischwald darstellen. Eine solche Vorkommensmöglichkeit auch in montanen Fichtenforsten trifft ferner auch für *P. aethiops*, *P. pumilio* und *Carabus violaceus* s.str. zu. Auch *Calathus micropterus* zeigt zwar eine recht starke Präferenz für natürliche Nadelwälder, ist aber nicht auf diese beschränkt, sondern besiedelt in nicht unerheblichem Umfang auch Nadelforste.

Die Aussagen zu *D. fenestratus* als arboricoler Art bedürfen der zurückhaltenden Interpretation. Möglicherweise wird sie in natürlichen Fichtenwäldern mit ihrem meist ausgeprägteren Zwergstrauchbewuchs eher in Bodenfallen erfasst als in Fichtenforsten, doch bedürfte diese These der weiteren Überprüfung. Denkbar wäre, dass sie diese durch bodennahe Gehölzstrukturen wie Zwergsträucher oder Rannenverjüngung stärker nutzen kann, oder aber nur hier häufiger in Bodenfallen erfasst wird.

Die zumindest teilweise auch in Fichtenforsten vorkommenden Arten sind insofern trotz bestehender Affinitäten in Chi²-Test und/oder ISA keine als solche verwendbaren „Zeigerarten natürlicher Fichtenwälder“. Diese Eigenschaft kommt aber folgenden Arten auch auf Basis dieses Vergleichs zu, da sie in Nadelforsten nicht oder nur höchst sporadisch auftreten: *Oreonebria castanea* (ssp. *sumavica*), *T. alpicola* und *T. splendens*.

Aus den in Tabelle 3.46. aufgeführten Arten höherer Treue für Nadelforste sind v.a. *Pterostichus unctulatus* als Art hoher deutscher Schutzverantwortung und *Carabus glabratus* als Art, die in Norddeutschland einen starken Bezug zu besonders naturnahen Buchenwäldern hat (vgl. Anhang 5), bemerkenswert.

Der Vergleich zeigt zusammenfassend, dass auch Nadelforste wie selbst reine Fichtenforste Lebensraum u.a. auch für einige der Arten natürlicher Fichtenwälder sein können, ebenso

wie für Arten, die in den auf diesen Standorten natürlichen Waldtypen (v.a. Buchenwäldern) vorkommen, dass aber eben auch Arten beider Vergleichskollektive fehlen.

Die Gemeinsamkeiten mit **natürlichen Kiefernwäldern** werden bei diesen besprochen.

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Gebirgs-Lebensräume unterliegen den Gesetzmäßigkeiten der Insel-Geographie (Noonan et al. 1992, Molenda 1999b). Vor allem jene Gebirge und Mittelgebirge Europas, die auch während der Warmzeiten eine natürlicherweise oberhalb der Waldgrenze gelegene, alpine Vegetation aufwiesen, verfügen über hochspezialisierte Fichtenwaldbewohner, die als Kaltzeit-Relikte aufzufassen sind und häufig endemische Arten bzw. Unterarten darstellen (Holdhaus & Deubel 1910). Die maximal erreichte Höhererstreckung eines Gebirges und die spezielle Vegetationsgeschichte haben offenbar für die Artausstattung dieses Lebensraumes eine extreme Bedeutung. V.a. jene Mittelgebirge, die heute nur eine schwach ausgeprägte natürliche Fichtenstufe tragen, weisen demgegenüber nur eine verarmte Fichtenwaldspezifische Fauna auf (Müller-Kroehling et al. 2009b), da davon auszugehen ist, dass eine weitgehend vollständige Bewaldung mit Laubbäumen im Laufe der rezenten Vegetationsgeschichte in Warmphasen stattfinden konnte, die zum Aussterben der hochspezialisierten Arten führen musste, sofern sie nicht in azonalen Kältehabitaten wie kaltluftzeugenden Blockhalden überdauern konnten (Molenda et al. 1999b, s.o.).

3.5.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Die Bewohner der Sonderstandorte oder speziellen Ausprägungen dieses Habitatkomplexes sind besonders eng an diesen gebunden, und auch besonders stark gefährdet. Die trifft auf *Trechus alpicola* als „stark gefährdete“ Art (Kat. 2) oder auf die „gefährdeten“ *O. castanea* und *A. nigricornis* zu. Letztere sind speziell auch aufgrund ihrer (zumindest in Bayern) geographisch begrenzten Verbreitung für eine Gefährdung prädisponiert. Die Arten „normaler“ Hochlagen-Fichtenwälder, die alle auch in hoch gelegenen Bergmischwäldern oder ebensolchen Fichtenforsten gefunden werden können, sind nicht gefährdet oder stehen wie *Carabus sylvestris* nur auf der Vorwarnliste.

Der Lebensraum ist selten, und durch Klimawandel hochgradig bedroht (Müller-Kroehling et al. 2009b). Das völlige Verschwinden zumindest in manchen Mittelgebirgen, in denen er heute noch vorkommt, erscheint denkbar. Die hoch spezialisierten Arten können jedoch wahrscheinlich in den Lebensräumen mit lokalem Kälteklima wie Blockhalden und Hochlagen-Moorhängen überdauern, dort wo diese vorhanden und intakt sind.

Für verschiedene der Arten subalpiner Fichtenwälder besteht eine hohe Schutzverantwortung (Müller-Kroehling 2013a), darunter den Böhmerwald-Endemiten *Oreonebria castanea sumavica*, sowie für *Trechus alpicola* (und *T. splendens*), und ferner auch für eine Reihe von auf die Alpen beschränkten Arten. Extremer Verantwortungsraum ist der Bayerische Wald, in dem der Endemit *Oreonebria castanea sumavica* seinen Lebensraum hat. Auch weitere Arten mit begrenztem Gesamt-Verbreitungsgebiet wie *Trechus splendens* und *T. alpicola* kommen hier vor. Bemerkenswert ist, dass *Pterostichus unctulatus* als Art hoher Schutzverantwortung mehr als 50% ihrer Fundpunkte des ausgewerteten Datenbestandes in Fichtenforsten hat.

Es besteht v.a. ein starker Bezug praktisch aller Arten zu Klimaparametern (Meereshöhe, Jahresdurchschnittstemperatur). Neben der Höhenlage prägen weitere Faktoren die Lebensräume des Habitatkomplexes als Kältehabitats (Molenda 1995, Priehäußer 1956). Der Erhalt dieser Ausprägungen mit ihren speziellen Standortbedingungen (Blockhalden, Kaltluftströme, Kondenswasser Moore, kleinflächige Vermoorungen usw.) muss daher eine

hohe Priorität haben. Erschließungsmaßnahmen und touristische Infrastrukturmaßnahmen müssen hier vermieden, forstliche Eingriffe entsprechend behutsam geführt und im Zweifelsfall auf ein bestandserhaltendes Minimum reduziert werden.

Es gibt Indizien dafür, dass sich unter einem „Prozessschutz“-Regime von Fichtenforsten auf Buchenstandorten auf großer Fläche derart starke Borkenkäfer-Kalamitäten aufbauen können, dass diese auch in erreichbarer Entfernung liegende, natürliche Hochlagen-Fichtenwälder mit befallen können (vgl. auch Müller-Kroehling et al. 2009b), zumindest nach einer Folge mehrerer trockener Sommer. Die entstehenden Kahlflächen der Hochlagen stellen ihrerseits einen günstigen Lebensraum einiger Arten dar (z.B. *Amara nigricornis*), wenn auch offenbar nicht unter allen Umständen (s.o.). Arten der alten Hochlagen-Wälder dürften durch solche Waldentwicklungen hingegen eher Habitatverluste bis hin zum lokalen Aussterben erleiden, wenn keine Refugialhabitate vorhanden sind.

3.6. Natürliche Kiefernwälder und Waldbrandhabitats

3.6.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.

Sand-Kiefernwälder und Waldbrandhabitats

Kiefernwälder haben in der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung Bayerns eine erhebliche Rolle gespielt, wie ebenso bei der Wiederaufforstung und –bewaldung devastierter Standorte. Bayern-weit nehmen sie auch heute einen erheblichen Anteil an der Bestockung ein; Kiefern-Reinbestände umfassen über 90.000 ha (Schnell & Bauer 2002). Viele dieser Forste stocken auf nährstoffarmen Sandstandorten oder Festgesteinen, aber auch auf basenreichen, trockenen Standorten, und in sommertrockenen Hochmooren (vgl. im Kapitel. 3.9.).

Als natürlich anzusehende Kiefernwälder außerhalb der Moore sind auf die ärmsten und zugleich trockensten Standorte beschränkt, und in ihrer Verbreitung sowohl räumlich als auch vom Flächenanteil sehr selten. Heute werden sie v.a. auf ärmsten Lockerdünensanden als natürliche Vegetation angesehen (Sautter 2003). Allerdings sind auch Flugsanddünen in ihrer heutigen Ausprägung Folge früherer Walddevastierungen (z.B. Völkel 2011). Die Frage nach der Ursprünglichkeit von Kiefernwäldern ist daher eine sehr komplexe. Das Vorkommen disjunkt verbreiteter, boreomontaner, oder auch submediterraner, relikitär verbreiteter Arten in manchen Kiefernwald-Typen legt den Schluss nahe, dass diese über eine ungebrochene Bestandstradition verfügen (Bußler 2013).

Kiefernwälder auf ärmsten Sanden werden als Weißmoos-Kiefernwälder (Leucobryo-Pinetum) zusammengefasst, was den Flechten-Kiefernwald beinhaltet (Sautter 2003, Härdtle et al. 2004, Walentowski et al. 2004). Wesentlicher Unterschied des Flechten-Kiefernwaldes (Cladonio-Pinetum, CPI, Abb. 3.28. links) zum eigentlichen Weißmoos-Kiefernwald (Dicrano-Pinetum, DPI) ist allerdings, dass ersterer trocken und humusarm, zweiterer hingegen nur mäßig trocken und humusreich ist (Härdtle et al. 2004). Vegetationskundlich werden sie dennoch überwiegend nur als Subassoziation des Weißmoos-Kiefernwaldes betrachtet (Straußberger 1999). Nur der Flechten-Kiefernwald gilt als FFH-LRT (Balzer et al. 2004), so dass es zwingend erschien, beide Varianten als HT zu trennen. Viele Sandgebiete wurden früher einer aushagernden **Streunutzung** unterzogen (Streurechen als Stall-Einstreu), und in der Folge entstanden die meisten Flechten-Kiefernwälder als Degradationsstadium des Standorts (Straußberger 1999). Nur auf „Kuppen und steilen Hanglagen dürften Flechten-Kiefernwälder aufgrund topographisch bedingter Streuverluste auch als Dauergesellschaften ausgebildet sein“ (Heinken 2008), und es ist fraglich, ob es natürliche Flechten-Kiefernwälder überhaupt als Klimaxgesellschaft unter mitteleuropäischen Bedingungen geben kann (Straußberger 1999). Seit der Aufgabe der Streunutzung und angesichts fast omnipräsenter athmogener Stickstoffeinträge sind Flechten-Kiefernwälder fast überall verschwunden bzw. die Erdflechten anderen Bodenpflanzen gewichen. Teilweise werden daher in Süddeutschland arme Kiefernwälder durch gezieltes, mechanisches Entfernen der Streuschicht und z.T. des humosen Oberbodens, die die Streunutzung ersetzen sollen, in ihrem Status quo erhalten („gepflegt“). Diese Maßnahmen verfolgen das Ziel, den geschützten Lebensraum als Vorkommensort seltener Tier- und Pflanzenarten wenigstens auf begrenzter Fläche und „in situ“ in einem bestimmten Zielzustand zu erhalten.

Die Unterscheidung (halb)natürlicher und kulturbetonter Kiefernwald-Typen kann sinnvoller Weise jedoch nicht allein auf Standortmerkmalen wie Nährstoffarmut im Sinne eines Klimax-Zustandes beruhen (vgl. Straußberger 1999), da die Waldkiefer ein ausgeprägter Pionier ist, der als Lichtbaumart und Rohbodenkeimer u.a. an der Erstbesiedlung von Lockersanden beteiligt ist, wie sie z.B. in aufgelassenen Sandgruben entstehen.

Auch (halb)natürliche Sand-Kiefernwälder werden daher hier als weitestgehend nur temporärer Lebensraum verstanden, und mehrere ergänzende Habitattypen zu Cladonio-Pinetum (CPI) und Dicrano-Pinetum (DPI) definiert, die dies abbilden: CPS: sekundär, durch Entfernung der Streuschicht und DPP: Dicrano-Pinetum, aus Primärsukzession auf offenem Sand (ohne Flechten). Die Unterscheidung des primären CPI und eines stets sekundären DPI stößt an Grenzen, da auch das CPI keineswegs immer „primär“ und das DPI nicht immer sekundär ist, so dass in eng begrenztem Umfang auch eine „halbnatürliche“ Form des DPI angenommen wird (DPR), wenn auch nur auf sehr nährstoffarmen, trockenen Lockersanden (aber eben Fehlen der vorgegebenen Flechten-Deckungsgrade). Heinken (2008) zufolge ist „eine exakte Abgrenzung natürlicher Kiefernstandorte unmöglich“ und „es muss derzeit offen bleiben, ob Weißmoos-Kiefernwälder in Mitteleuropa Schlusswaldgesellschaften auf sehr armen Standorten sein können.“ Dies liegt u.a. in der umfangreichen menschlichen Einflüsse auf die Standorte, selbst jener mit heute sehr günstigen Bedingungen für Kiefernwald-Wachstum (wie eben Dünen), und ihrer Rolle als Pionier begründet.

Häufig ist die Vegetation von Dünenlandschaften als Mosaik vegetationsarmer bzw. -freier und -reicher Bereiche aufgebaut (Müller 1991).

Kiefernwald-Ökosysteme auf armen Sandstandorten sind standörtlich und aufgrund der „leichten Entzündbarkeit“ besonders prädisponiert für Waldbrände (Altenkirch et al. 2002), und in Kiefernwäldern auf armen Sandböden gehören auch in den gemäßigten Breiten Waldbrände zum natürlichen Sukzessionsgeschehen (Altenkirch et al. 2002). In verschiedenen Teilen der Welt sind Kiefernarten unterschiedliche eng mit Waldbränden als Habitat-gestaltendem Faktor verknüpft. Mehrere Kiefernarten wie die Drehkiefer (*Pinus contorta*) Nordamerikas sind sogar so eng an Waldbrände gebunden, dass sich ihre Zapfen vor allem oder zumindest in größerem Umfang nur bei Waldbrandereignissen öffnen, was im Englischen als „pyriscence“ bezeichnet wird. Whitehouse (1997) sieht auch natürliche Waldkiefernwälder eng mit dem Phänomen des **Waldbrandes** verknüpft und jenen als entscheidenden, zum Erhalt des Waldtyps beitragenden Faktor. Heinken (2008) und Bußler (2013) nehmen auch für Mitteleuropa und speziell Deutschland eine Bedeutung von Bränden als natürlicher Entstehungsart von Kiefernwäldern an. Bußler (2013) bezeichnet Waldbrand als einen der „sukzessionshemmenden zyklischen Störungen“, die „neuerdings auch in Mitteleuropa als maßgebliche bestandserhaltende Faktoren bewertet werden (Jahn 1985, Leuschner 1994, Otto 1994).“

Waldbrände gehören heute zu den sehr seltenen waldökologischen Prozessen in Mitteleuropa. Auch wenn sie in manchen Regionen Mitteleuropas natürlicherweise eine eher geringe Rolle gespielt haben dürften (wie beispielsweise in von Buche und anderen Schattlaubebäumen geprägten Waldökosystemen), dürften doch ursprünglich auch in Bayern auf sandigen, grundwasserfernen Standorten zwar in unbekanntem Umfang, aber doch regelmäßig Waldbrände aufgetreten sein (Beutler 1995). Brände lassen sich auch in prähistorischem Kontext über Holzkohlereste als wichtiger, natürlicher Störungsfaktor nachweisen (z.B. Schwaar 1995). Über fossile Funde streng pyrobionter Arten wurde exemplarisch das regional stetige und regelmäßige Auftreten von Waldbränden über Jahrhunderte hinweg belegt (Olsson & Lehmdahl 2009). Manche Ökosysteme wie Sandheiden- und alle von Ericaceen geprägten Lebensräume können als durch Brände und die von ihnen verursachte „Nährstoffzehrung“ (und Humuszehrung) geprägt verstanden werden (Flade 1995). Durch Waldbrände beeinflusste Lebensräume werden daher hier im Kontext der Sand-Lebensräume und Sand-Kiefernwälder angesiedelt und als eigener Habitattyp mit bearbeitet. Ebenfalls als eigener Habitattyp behandelt werden hier Flächen, auf denen Schlagabraum verbrannt wurde, da dieser Prozess für bestimmte pyrobionte oder -phile Arten den speziellen Lebensraum möglicherweise emulieren kann. Wenn in der Folge von „Waldbrandflächen“ gesprochen wird, so sind Waldbrandflächen im engeren Sinne sowie Schlagabraum-Brandflächen gemeint.

Waldbrände sind in Bayern ein überaus seltenes Phänomen. Beispielsweise im Zeitraum 2010-2012 gab es jährlich nur ca. 80 Waldbrände mit einer Flächensumme von ca. 40 ha, also durchschnittlich nur einem halben Hektar Größe. Obwohl fast die Hälfte der Brände auf Bundesforst-Flächen (und somit vielfach militärischen Liegenschaften) stattfanden, war die durchschnittliche Brandgröße dort sogar kleiner (alle Angaben BLE 2010-2012). Der weitaus

größte Teil der Brandflächen (86%) wird von Nadelbaumbeständen eingenommen (Kolb 2013), und dies ganz besonders von der Waldkiefer, die aufgrund ihrer Waldstruktur, trockenen Streu und Holzeigenschaften (Harzgehalt usw.) besonders anfällig für Waldbrände ist.

Angesichts der Seltenheit, und des Vorkommens fast ausschließlich im Einschussbereich aktuell aktiv genutzter militärischer Liegenschaften, sowie angesichts der Vergänglichkeit und Nichtplanbarkeit „frisch gebrannter Waldflächen“ (Abb. 3.28. rechts) ist es sehr schwierig und aufwändig, diese zu untersuchen. Entsprechend findet sich nur wenige Waldbrandflächen im engeren Sinne in der Datenbank, weswegen die Auswertung hier durch im Rahmen einer Metaanalyse 27 aktiver und ehemaliger militärischer Übungsplätze aus ganz Deutschland gewonnenen Ergebnisse ergänzt wird (Müller-Kroehling 2014b).

Da hoch spezialisierte Bewohner von Brandlebensräumen über spezielle Anpassungen zum Auffinden und zur Besiedelung dieses extremen Lebensraumes einschließlich einer sehr guten Ausbreitungsfähigkeit verfügen müssen, rekrutieren sich die Brandbewohner in ganz Mittel-, Nord- und Osteuropa wohl weitgehend aus demselben Artenpool.



Abb. 3.28.: Flechten-Kiefernwald auf Dünensand des NWR „Grenzweg“; Brand-Kiefernwald im TUP „Grafenwöhr“

Schlüsselfaktoren: reiner Sand, geringe/fehlende Streuauflage, Lichtigkeit, Habitattradition; speziell für Waldbrand-geprägte Kiefernwälder: Zehrung der organischen Auflage und des Humusvorrates durch Auftreten von Feuer im Wald, Abbrand von Holz

Kiefernwälder auf nährstoffarmen und trockenen Festgesteinen wie Pfahlquarz oder Serpentin sind ein in Bayern nur sehr kleinflächig auftretender Lebensraum. Die wenigen vorliegenden Untersuchungen aus diesen Lebensräumen (z.B. Distler et al. 1993) erlauben keine Charakterisierung der speziellen Laufkäferfauna.

Schneeheide-Kiefernwälder

Ein weiterer Komplex (halb)natürlicher Kiefernwälder ist jener auf trockenen Kalkstandorten. Den bedeutsamsten Typ dieser Kategorie stellen die **Schneeheide-Kiefernwälder** („Reliktföhrenwälder“, Zehndner 1985) dar. Auf „edaphischen Extremstandorten“, die sich aufgrund ihrer Geländelage in einem Zustand dauernder Bodenunreife befinden und erhalten, können sie als Schlussgesellschaften verstanden werden (Hölzel 1993). Es überwiegen jedoch bei weitem sekundäre Ausprägungen, die durch Beweidung oder auch Wildverbiss im jetzigen Zustand erhalten werden (Hölzel 1995). Als „syndynamische Zwischenstadien einer Primärsukzession finden sich Schneeheide-Kiefernwälder in erster Linie dort, wo durch Erosions- und Akkumulationsprozesse immer wieder Rohböden entstehen (Bußler 2013). Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinetum, in ihren verschiedenen Ausprägungen einschließlich der Bundreitgras-Kiefernwälder, Calamagrostio-Pinetum)

kommen in Bayern fast ausschließlich in den Alpen (Abb. 3.29.), und dealpin in den Flussauen vor.

Die dealpinen Schneeheide-Kiefernwälder auf Flussschottern müssen überwiegend als halbnatürliche Waldgesellschaften angesehen werden, die nach Bußler (2013) kurz- und mittelfristig von der Flussregulierung und ihr folgenden Eintiefung der Flüsse profitiert haben. Die trockenfallenden Standorte und das Ausbleiben von Hochwässern begünstigten eine Ausbreitung dieses Waldtyps bzw. seinen Erhalt, verhindern mittelfristig aber auch das Neuentstehen der Rohbodenstandorte, die zur Regeneration des Waldtyps erforderlich sind.

Auch für Schneeheide-Kiefernwälder besteht Grund zur Annahme, dass Waldbrände einen erheblichen natürlichen sowie auch anthropogenen Einfluss auf die Entstehung und den Erhalt dieses Kiefernwaldtyps hatten (Hölzel 1996a).

Außerhalb der Alpen gibt es in Bayern „Karbonat-Trockenkiefernwälder“ zumindest als Schlussgesellschaften allenfalls sehr kleinflächig „auf felsigen, südexponierten Dolomit- und Hartkalk-Steilhängen“, und meist nur als „schmale Ökotope zwischen natürlichen Fels- und Trockenrasen [...] und wärmeliebenden Eichen- bzw. Buchenmischwäldern“ (Heinken 2008).

Pyrolo- und Bupthalgo-Pineten (vgl. Gauckler 1938, Hemp 1995) fehlt die bestandsbildende Buche ausschließende Element von Trockenheit in Verbindung mit Nährstoffarmut. Sie sind in Bayern daher in Bezug auf das Standortspotenzial stets „sekundärer“ Natur, weisen aber z.T. lange andauernde Bestandstradition als Kiefernwälder auf (Sautter 2003, Walentowski et al. 2004), so dass sie z.T. auch als „Relikt-Kiefernwälder“ bezeichnet werden (Heinken 2008), ähnlich den „Reliktföhrenwäldern“ des Alpenraumes (Zehendner 1985). Carabidologisch sind sie bisher nicht gezielt untersucht worden.



Abb. 3.29.: Schneeheide-Kieferwald im NWR „Jakelberg“

Schlüsselfaktoren: Kiefernwald auf feinerde- und humusarmem Kalk oder Flussschotter, Trockenheit

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind durch die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) geprägte Wälder deutlich auf Nord- und Osteuropa konzentriert (Bohn et al. 2003). Natürliche und halbnatürliche Vorkommen in Mitteleuropa konzentrieren sich auf Sandgebiete und sehr trockene Hanglagen, wo sich die Waldkiefer als Bestandsbildnerin durchzusetzen vermag. Als Rohbodenkeimerin kommt ihr v.a. im Rahmen des frühen Sukzessionsgeschehens auch außerhalb der Verbreitung primärer Vorkommen als Klimax-Waldtyp eine Rolle zu (s.o.). Azonal kann sie v.a. in eher kontinental getönten Regionen in Mooren bzw. besonders an deren Rand vorkommen. Die Natürlichkeit ihres Vorkommens in manchen norddeutschen Sandlandschaften ist z.T. umstritten, doch erscheint plausibel, dass sie dort zumindest als

Pionier und auf extremen Sonderstandorten auch natürlicherweise am Bestandsaufbau beteiligt war.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Auf trockenen Sand- und Felsstandorten geht Scheuerer (1994) von einem natürlichen, fließenden Übergang von Eichen- und Kiefernwald-Vorkommen aus, bzw. von einem artenarmen **Eichen-Kiefern-Mischwald**.

Viele Kiefernbestockungen stocken wie dargestellt auf Standorten, die als Klimaxgesellschaft konkurrenzkräftigeren Baumarten wie Eichen oder Buchen vorbehalten wären. Erst durch den Standort devastierende Eingriffe waren diese so verarmt, dass die Waldkiefer der einzige Baum war, der dort angebaut werden konnte oder sich nach Nutzungsaufgabe dort selbst ansiedeln konnte. Eine solche „degradierende anthropo-zoogene Nutzung wie Waldweide, Streunutzung, [...], Kahlschläge und selektiver Wildverbiss“ wirken für Kiefernwälder auf nährstoffärmeren Standorten auch heute noch „bestandserhaltend“ (Bußler 2013). Viele dieser Kiefernforste befinden sich aber in einer mehr oder weniger starken standörtlichen Erholung und sukzessionalen **Rück- bzw. Weiterentwicklung** zu anderen Waldtypen, sei es durch Hähersaat hin zu Eichen- oder durch Unterbau oder Naturverjüngung hin zu Buchen-Gesellschaften. **Primärsukzession der Waldkiefer auf sandigen Rohbodenstandorten** (z.B. in aufgelassenen Sandgruben), und **Waldbrand-Ökosysteme** sind neben Flechten-Kiefernwäldern auf ärmsten Dünensanden wichtige (halb)natürliche Kiefernwald-Typen. Zu **Sandmager- und -trockenrasen** bestehen sukzessionelle und räumliche Übergänge der Sandkiefernwälder, für die Kiefernwälder auf Kalk zu **Kalkmager- und -trockenrasen**.

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

In Abbildung 3.30. und Tabelle 3.51. werden die unterschiedenen Habitattypen und Konvolute dieses Habitatkomplexes dargestellt.

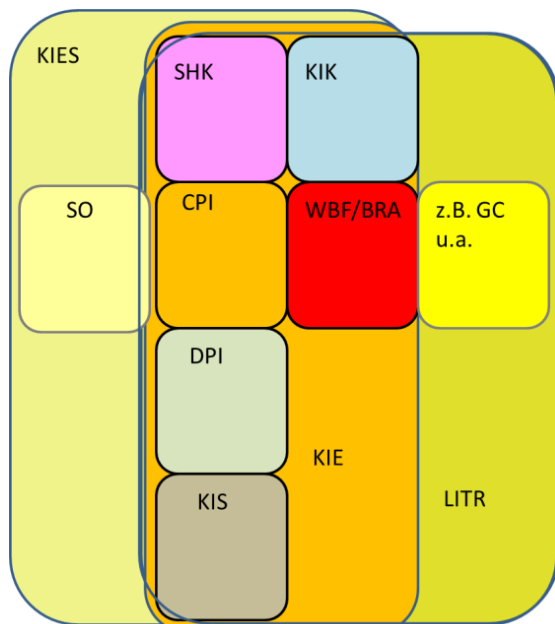


Abb. 3.30.: Zusammenhang/Typisierung der Kiefern-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute (schematisch, vereinfacht; Abkürzungen sh. Tabelle 3.5.1. und Anlage 1)

Zusammen mit allen anderen Kiefernbestöcken, wie dem Weißmoos-Kiefernwald (DPI), Kiefernforsten auf Sandstandorten (KIS), auf Kalkstandorten (KIK), dem Schneeheide-Kiefernwald (SHK) und Waldbrandflächen (WBF) macht der Flechten-Kiefernwald (CPI) das Konvolut KIE aus. Nimmt man noch offene Sandflächen hinzu, entsteht das Konvolut KIES.

Ohne jene, aber zusammen mit den Eichen- (und übrigen Laub-Trockenwäldern), entsteht das Konvolut LITR. Weitere Aggregationen, die z.T. nur für die Treue- und Stetigkeits-Tabellen Verwendung fanden, sind in der Abbildung aus Gründen der Darstellbarkeit nicht enthalten und finden sich nur in Tabelle 3.51.

Tab. 3.51.: Kiefernwälder, Kontakthabitate und von ihnen mit gebildete Konvolute

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
LITR	Lichte/Trockene Wälder (Kiefer, Eiche)	HTB3=8
TRSS	Trocken- und Sandstandorte (alle)	HTS2=10
KIE	Kiefernbestockungen incl. Forst und Brandflächen (alle)	HTB2=15
KIN	Kiefernwald (halb)natürlich (alle)	HTB1=33
KIBS	Kiefernwald auf Brand- oder Sandstandorten (halb)natürlich, incl. aus Sukzession und Pflege hervorgegangene CPI	HTS=26+28
SSW	Bewaldete Sandstandorte (nicht Buchen-fähig)	HTS1=26
KIES	Kiefernbestockungen (alle) und offene Sandflächen	HTB3(X)
CPI	Flechten-Kiefernwald	HT=701
CPIS	Flechten-Kiefernwald (primäre/sekundäre Varianten)	HT=CPI + CPP (701+702)
DPI	Weißmoos-Kiefernwald (primäre/sekundäre Varianten)	HT=711
DPIS	Dicrano-Pineten, alle sekundär	HT=714
SHK	Schneeheide-Kiefernwald	HT=730 bzw. 730-736 (alle Typen)
KIS	Kiefernforst auf saurem Standort	HT=742
KIK	Kiefernforst auf Kalk	HT=741
KIF	alle sekundären Kiefern-Bestockungen, incl. jener auf Kalk, ohne Moore	HTB1=34
KIFS	Kiefernforste auf Sand incl. sek. DPI	HT=712+720
WBF	Waldbrandflächen	HT=801
FEU	Schlagabraum-Brandfläche	HT=820
BRA	Waldbrand- und Schlagabraum-Brandflächen	HTB1=36
BRAS	Brandstandorte alle	HTS2=11 (HTB1=36)
SO	Offene Sandhabitate	HTB1=35, HTB2=16, HTB3=9, HTS1=27
SOBH	Offene Sandhabitate und Brandheiden	HT=770-790+840
NDM	Nadelbestockungen auf mineralischen Standorten	HTB1=10+33+41+34+36
NDW	Alle Nadelbestockungen (incl. Nadelforst)	LAUB=0
WS	Natürliche Waldstandorten (waldfähige Standorte)	HTS3=1
OS	Natürlicherweise waldfreie Extremstandorte	HTS3=0

3.6.2. Datengrundlage

Die Datengrundlage ist in den Tabellen 3.52. und 3.53. nach Habitattypen bzw. Regionen aufgeschlüsselt.

Tab. 3.52.: Datengrundlage, nach Habitattypen

HT	FEU	WBF	CPI	CPP	DPR	DPP	DPI	DPS	SO	KIF	SHK	Sa.
Anz.	4	2	6	3	2	1	18	3	13	31	10	93

Tab. 3.53.: Datengrundlage, nach Regionen

Reg	N1	N2	N3	O2	S1	S2	A2	AT	Sa.
Anz.	4	8	52	3	2	16	7	1	93

Einbezogen wurden Probeflächen aus allen größeren Lockersandgebieten Bayerns mit natürlichen und halbnatürlichen Kiefernwäldern, dem Mittelfränkischen Becken („Sandachse Franken“), den Alzenauer Sanden des Maingebietes, den Sandgebieten des Donaugebietes (Siegenburg-Abensberger Sande), des Oberpfälzer

Beckens, und des Neumarkter Raumes. Neben eigenen Erhebungen konnte u.a. auf die Daten von ÖAW (2000), Niedling (2004, und unveröff.), Heimbucher (1987, 1988), Brehm (2004), Muise (2009) und Miotk (1993.) zurückgegriffen werden. Zum Vergleich zu den natürlichen Kiefernwaldbestockungen wurden auch Kiefernforste auf armen Sandstandorten und sauren Gesteinen, wie auch auf Kalk einbezogen. Von den sehr wenigen Kiefernwald-Flächen auf extrem armen und trockenen Festgesteinen wie Pfahlquarz des Bayerischen Waldes oder Serpentinstandorten Nordostbayerns lagen keine verwendbaren Daten vor (s.o.), wohl aber von Kiefernbestockungen auf ärmsten Tertiärstandorten im Vorderen Bayerischen Wald (Miotk 1993). Flechten-Kiefernwälder gehören zu den extrem rückläufigen und den seltensten Wald-Habitattypen Bayerns. Viele der Flächen liegen in Naturschutzgebieten. Die Möglichkeiten zu umfangreichen Untersuchungen sind daher eingeschränkt. Nur eines der bayerischen Naturwaldreservate (NWR „Grenzweg“) wird von dieser Waldgesellschaft geprägt und wurde von Kilg (2006) untersucht.

Schneeheide-Kiefernwald ist in Bayern weitestgehend alpin-dealpin verbreitet. Aufgrund der speziellen Verbreitung dieses Habitattyps wurden auch Vorkommen in den Alpen in die Auswertung einbezogen, einschließlich eines österreichischen Vorkommens als „sicher primärem“ Vergleichsbestand (s.u.). Die Datenbasis für die Schneeheide-Kiefernwälder ist dennoch gering, die Daten aus dem Projekt der ANL (Köstler & Manhart 2001) zudem nur eingeschränkt nutzbar, da primäre und sekundäre Teilbereiche nur teilweise unterschieden wurden und eine Nachbestimmung des für diesen HT wichtigen *Amara communis*-Komplexes nicht möglich war. Dennoch soll aufgrund der Bedeutung, die diesem HT immer wieder in der naturschutzfachlichen Diskussion beigemessen wird, durch entsprechende Darstellung hier Rechnung getragen werden. Aus den genannten Gründen haben die Ergebnisse für diesen HT aber nur vorläufigen Charakter. In diesem speziellen Fall eines HT mit alpinen und dealpinen Vorkommen wird davon abgewichen, keine Flächen in den Alpen einzubeziehen (sh. Kap. 1.2.). Ebenfalls zu Vergleichszwecken wurde ferner eine primäre Fläche aus den österreichischen Alpen (Paill 2003, ergänzt mit schriftl. Mitt.) einbezogen. Eine umfassende Bearbeitung des Habitattyps, die zwingend auch zwischen primären und sekundären Ausprägungen unterscheiden sollte, muss späteren Arbeiten vorbehalten bleiben.

Pyrolo- und Bupthalgo-Pineten sind in Bayern in Bezug auf das Standortpotenzial stets sekundärer Natur und werden zusammen mit den (anderen) nicht natürlichen Kiefernwaldtypen auf Kalk behandelt. Alle Ausprägungen als Ersatzgesellschaft bzw. Forst werden als „Kiefernwald auf Kalkgesteinen“ (KIK) verschlüsselt zusammengefasst. Das „natürliche“ Pendant habitat von Kiefernwäldern auf Kalk wären **Kalkmagerrasen** und **Wacholderheiden** auf Schotterflächen und alpinen Kalkgesteinen. Entsprechende Untersuchungen dieser Habitate wären bei einer tiefer gehenden Betrachtung, die auch weitere SHK-Flächen, getrennt nach primären und sekundären Flächen, berücksichtigen müsste, einzubeziehen, können hier aber zumindest im Wege der Literaturreferenzierung auch für bayerische Verhältnisse (z.B. Sieren & Fischer 2000 aus Süd- und Brehm 2004 aus Nordbayern) berücksichtigt werden.

Bußler & Müller-Kroehling (2007) und Müller-Kroehling (2008b) haben eine erste Zusammenstellung charakteristischer Käfer-Arten bayerischer Kiefernwälder vorgelegt.

3.6.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.6.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

Die Arten höherer Stetigkeit bzw. Treue sind in den Tabellen 3.54. bis 3.63. aufgeführt. Tabelle 3.54. enthält die Arten höherer Treue für Flechten-Kiefernwälder (CPI). Zum Vergleich mit aufgeführt ist der Stetigkeitswert für das Konvolut aller (halb)natürlichen Kiefernwälder auf Sand- und Brandstandorten (KIBS).

Tab. 3.54.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Flechten-Kiefernwäldern (in %) sowie zum Vergleich allen (halb)natürlichen Kiefernwäldern auf Sand- und Brandstandorten (KIBS); sortiert nach absteigender Stetigkeit im CPI, alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in einem der beiden aufgeführten Typen bzw. Aggregate

Art	Areal-restr.	CPI	KIBS
N		6	18
<i>Notiophilus germinyi</i>		100	67
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		100	83
<i>Pterostichus niger</i>		100	67
<i>Carabus coriaceus</i>		83	50
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>		83	39
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		83	39
<i>Carabus nemoralis</i>		83	89
<i>Notiophilus biguttatus</i>		83	89
<i>Calathus micropterus</i>		83	44
<i>Carabus problematicus</i>	X	50	56
<i>Pterostichus quadriveolatus</i>		50	50

<i>Abax parallelepipedus</i>		50	83
<i>Carabus convexus</i>		33	28
<i>Cychrus caraboides</i>		33	22
<i>Notiophilus palustris</i>		33	39
<i>Notiophilus aquaticus</i>		33	28
<i>Poecilus lepidus</i>		33	33
<i>Poecilus versicolor</i>		33	44
<i>Microlestes minutulus</i>		33	33
<i>Carabus auronitens</i>		17	33
<i>Nebria brevicollis</i>		17	39
<i>Poecilus cupreus</i>		17	50
<i>Abax parallelus</i>		17	39
<i>Harpalus rufipes</i>		17	39
<i>Calathus erratus</i>		17	33
<i>Calathus fuscipes</i>		17	44
<i>Trechus quadristriatus</i>		0	33
<i>Bembidion lampros</i>		0	44
<i>Amara lunicollis</i>		0	44
<i>Amara aenea</i>		0	33

Die Arten, die speziell in brandbeeinflussten Habitaten (Waldbrände, Schlagabraum-Brandflächen) eine höhere Stetigkeit erreichen, sind in Tabelle 3.55. gelistet.

Tab. 3.55.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in brandbeeinflussten Habitaten (in %)

Art	Areal-restr.	BRA
N		6
<i>Carabus problematicus</i>	X	100
<i>Carabus nemoralis</i>		100
<i>Nebria brevicollis</i>		100
<i>Notiophilus biguttatus</i>		100
<i>Bembidion lampros</i>		100
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		100
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>		100
<i>Abax parallelepipedus</i>		100
<i>Carabus auronitens</i>		83
<i>Pterostichus niger</i>		83
<i>Poecilus versicolor</i>		83
<i>Harpalus laevipes</i>		83
<i>Amara lunicollis</i>		83
<i>Pterostichus melanarius</i>		67
<i>Poecilus cupreus</i>		67
<i>Abax parallelus</i>		67
<i>Harpalus rufipes</i>		67
<i>Calathus fuscipes</i>		67
<i>Amara curta</i>		67
<i>Amara familiaris</i>		67
<i>Carabus coriaceus</i>		50
<i>Notiophilus palustris</i>		50
<i>Loricera pilicornis</i>		50
<i>Trechus quadristriatus</i>		50
<i>Bembidion properans</i>		50
<i>Pterostichus burmeisteri</i>		50
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		50
<i>Anisodactylus binotatus</i>		50
<i>Harpalus latus</i>		50
<i>Amara plebeja</i>		50
<i>Amara convexior</i>		50
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM		50
<i>Carabus glabratus</i>		33
<i>Carabus convexus</i>		33
<i>Cychrus caraboides</i>		33
<i>Dyschirius globosus</i>		33
<i>Bembidion deletum</i>		33
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		33
<i>Pterostichus strenuus</i>		33
<i>Pterostichus vernalis</i>		33
<i>Poecilus lepidus</i>		33
<i>Agonum sexpunctatum</i>		33
<i>Harpalus affinis</i>		33
<i>Harpalus rufipalpis</i>		33
<i>Trichotichnus nitens</i>	X	40

<i>Synuchus nivalis</i>		33
<i>Amara aenea</i>		33
<i>Amara bifrons</i>		33
<i>Amara cursitans</i>		33
<i>Panagaeus bipustulatus</i>		33
<i>Microlestes minutulus</i>		33

Stetige Arten des Schneeheide-Kiefernwaldes finden sich in Tabelle 3.56.

Da es sich um einen dealpinen Habitattyp handelt, wurden für die Schneeheide-Kiefernwälder die Arealrestriktionen für in den Alpen vorkommende Arten und dealpine Flächen nicht angewandt, in der Annahme, dass diese Arten auch dealpin vordringen könnten („Alpenschwemmlinge“), und mithin keiner natürlichen Arealrestriktion unterliegen.

Tab. 3.56.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in (primären und sekundären) Schneeheide-Kiefernwäldern (in %)

Art	Areal-restr.	SHK
N		10
<i>Abax parallelepipedus</i>		90
<i>Pterostichus burmeisteri</i>		80
<i>Abax ovalis</i>		80
<i>Pterostichus aethiops</i>		70
<i>A. communis</i> (agg.)_SUM		70
<i>Carabus coriaceus</i>		60
<i>Carabus arvensis</i>		60
<i>Molops piceus</i> (s.l.)		60
<i>Molops piceus</i> _SUM		60
<i>Harpalus latus</i>		50
<i>Cychrus attenuatus</i>		40
<i>Amara pulpani</i>		40
<i>Carabus auronitens</i>		30
<i>Carabus cancellatus</i>		30
<i>Carabus sylvestris</i>	X	30
<i>Amara communis</i> (agg.)		30

Vor allem zum Vergleich als Pendant-Habitate, und in Bezug auf das Habitat selbst insofern nur nachrichtlich, werden in Tabelle 3.57. die Stetigkeits-Werte der offenen Sandstandorte dargestellt (alle unbewaldeten Sandstandorte und speziell auch die „primären“ offenen Sanddünen, von denen allerdings wegen der großen Seltenheit nur drei Aufnahmen vorliegen).

Tab. 3.57.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in offenen Sandhabitaten bzw. offen Sanddünen (in %)

Art	Areal-restr.	SO%	SDO%
N		13	3
<i>Cicindela hybrida</i>		46	100
<i>Anisodactylus binotatus</i>		31	67
<i>Harpalus autumnalis</i>		38	67
<i>Syntomus foveatus</i>		69	67
<i>Carabus coriaceus</i>		8	33
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>		23	33
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		31	33
<i>Notiophilus biguttatus</i>		8	33
<i>Notiophilus aquaticus</i>		8	33
<i>Broscus cephalotes</i>		15	33
<i>Bembidion lampros</i>		23	33
<i>Bembidion femoratum</i>		15	33
<i>Poecilus lepidus</i>		62	33
<i>Abax carinatus</i>		8	33
<i>Harpalus griseus</i>		8	33
<i>Harpalus flavescens</i>		8	33
<i>Harpalus affinis</i>		62	33
<i>Harpalus distinguendus</i>		8	33
<i>Harpalus smaragdinus</i>		62	33
<i>Harpalus rufipalpis</i>		38	33
<i>Harpalus anxius</i>		54	33
<i>Calathus erratus</i>		69	33
<i>Amara aenea</i>		31	33
<i>Amara bifrons</i>		31	33
<i>Amara fulva</i>		38	33

<i>Amara apricaria</i>		8	33
<i>Amara equestris</i>		31	33
<i>Cymindis macularis</i>		8	33
<i>Syntomus truncatellus</i>		8	33
<i>Microlestes minutulus</i>		23	33

Auch die sekundären Kiefernbestockungen (Kiefernforste) werden zum Zwecke des Vergleichs aufgeführt (Tab. 3.58.).

Tab. 3.58.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in sekundären Kiefern-Bestockungen (d.h. in einer der sekundären Kategorien DPIS, KIS oder KIK).

	Areal-restr.	ST_DPIS%	ST_KIS%	ST_KIK%
N		21	17	14
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		71	100	50
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		62	71	7
<i>Carabus nemoralis</i>		62	41	71
<i>Abax parallelepipedus</i>		57	88	100
<i>Notiophilus biguttatus</i>		48	47	14
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>		43	65	7
<i>Carabus arvensis</i>		43	24	0
<i>Carabus problematicus</i>	X	38	75	50
<i>Carabus coriaceus</i>		33	47	36
<i>Abax parallelus</i>		33	47	100
<i>Pterostichus niger</i>		24	65	7
<i>Carabus convexus</i>		14	6	36
<i>Cychrus caraboides</i>		10	41	14
<i>Molops piceus</i> (s.str.)		5	35	0
<i>Molops piceus</i> _SUM		5	35	0

Die Tabellen 3.59. bis 3.63. listen die treuen Arten der in diesem Habitatkomplex betrachteten Habitats und Konvolute. In Tabelle 3.58. sind die treuen Arten der Flechten-Kiefernwälder, und zwar einmal einschließlich der durch Pflege wiederhergestellten (CPIS) und einmal nur der „ursprünglichen“ (CPI), aufgeführt.

Tab. 3.59.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für das CPI (i.w.S.) incl. sekundärer, durch Pflege entstandener Ausprägungen (links), sowie für das CPI i.e.S. (rechts); CPIS=CPI, CPP (in %)

Art	Areal-restr.	TS_CPIS	TI_CPIS	TS_CPI	TI_CPI
<i>Calodromius spilotus</i>		100	100	50	50
<i>Harpalus serripes</i>		100	100	0	0
<i>Calathus cinctus</i>		100	100	0	0
<i>Amara ingenua</i>		100	100	0	0
<i>Masoreus wetterhallii</i>		100	100	0	0
<i>Nebria salina</i> (Ausbr.)		60	98	0	0
<i>Calathus ambiguus</i>		60	95	0	0
<i>Amara tibialis</i>		40	83	0	0
<i>Amara consularis</i>		50	80	0	0
<i>Calathus rotundicollis</i>	X	67	78	0	0
<i>Calathus erratus</i>		24	76	6	3
<i>Syntomus foveatus</i>		19	71	0	0
<i>Calathus fuscipes</i>		18	69	5	1
<i>Notiophilus aestuans</i>		33	69	0	0
<i>Harpalus picipennis</i>		50	67	0	0
<i>Ophonus puncticeps</i>		50	67	0	0
<i>Amara equestris</i>		27	61	0	0
<i>Harpalus pumilus</i>		50	60	0	0
<i>Syntomus truncatellus</i>		25	57	0	0
<i>Poecilus lepidus</i>		27	48	13	0
<i>Notiophilus germinyi</i>		50	47	38	38
<i>Cicindela hybrida</i>		13	43	0	0
<i>Amara aenea</i>		10	39	0	0
<i>Notiophilus aquaticus</i>		13	37	13	37
<i>Harpalus tardus</i>		21	36	7	6
<i>Amara bifrons</i>		22	34	0	0
<i>Amara municipalis</i>		50	33	0	0
<i>Harpalus servus</i>		50	21	0	0
<i>Paratachys bistriatus</i>		33	20	33	20
<i>Harpalus anxius</i>		30	18	10	2

Die treuen Arten von Habitaten der brandbezogenen Habitats (BRA), sowie speziell der Habitattypen Schlagabraum-Brandflächen (FEU) und Waldbrandfläche (WBF), sind in Tabelle 3.60. aufgelistet.

Tab. 3.60.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Waldbrand-bezogene Habitats (in %)

Art	TS_BRA	TI_BRA	TS_FEU	TI_FEU	TS_WBF	TI_WBF
<i>Ophonus azureus</i>	100	100	100	100	0	0
<i>Amara cursitans</i>	100	100	100	100	0	0
<i>Amara eurynota</i>	100	100	100	100	0	0
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>	55	94	36	20	18	74
<i>Amara curta</i>	29	79	21	78	7	1
<i>Acupalpus meridianus</i>	50	67	50	67	0	0
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	40	50	40	50	0	0
<i>Olisthopus rotundatus</i>	50	50	0	0	50	50
<i>Amara plebeja</i>	14	36	14	36	0	0
<i>Carabus convexus</i>	10	35	10	35	0	0
<i>Poecilus cupreus</i>	3	34	2	34	1	0
<i>Amara bifrons</i>	22	34	22	34	0	0
<i>Microlestes minutulus</i>	7	34	7	34	0	0

Treue Arten der Schneide-Kiefernwälder führt Tabelle 3.61. auf.

Tab. 3.61.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für (primäre und sekundäre) Schneeheide-Kiefernwälder (in %)

Art	TS_SHK	TI_SHK
<i>Amara pulpani</i>	100	100
<i>Cymindis humeralis</i>	50	75

Wiederum nur als Pendant-Habitat der Sandkiefernwälder sind die treuen Arten der offenen Sandstandorte (SO) in Tabelle 3.62. aufgelistet, was sowohl natürliche Sanddünen und Sandmagerrasen als auch anthropogen offene Sandstandorte (Sandgruben) beinhaltet.

Tab. 3.62.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für offene Sandhabitats (SO) sowie offene Sand- oder Brandheide-Habitats (SOBH)

Art	Areal-restr.	TS_SO	TI_SO	TS_SOBH	TI_SOBH
<i>Broscus cephalotes</i>		100	100	100	100
<i>Elaphrus riparius</i>		100	100	100	100
<i>Agonum marginatum</i>		100	100	100	100
<i>Harpalus flavescens</i>		100	100	100	100
<i>Bradycellus caucasicus</i>		100	100	100	100
<i>Amara apricaria</i>		100	100	100	100
<i>Cymindis macularis</i>		100	100	100	100
<i>Amara fulva</i>		83	97	83	97
<i>Harpalus distinguendus</i>		50	91	50	91
<i>Harpalus autumnalis</i>		71	83	71	83
<i>Harpalus anxius</i>		70	82	70	82
<i>Harpalus smaragdinus</i>		73	81	73	81
<i>Calathus melanocephalus</i>		31	52	38	70
<i>Bembidion femoratum</i>		50	68	50	68
<i>Olisthopus rotundatus</i>		0	0	50	50
<i>Cicindela hybrida</i>		75	49	75	49
<i>Poecilus lepidus</i>		47	39	53	42
<i>Harpalus affinis</i>		44	32	50	42
<i>Harpalus rubripes</i>		21	30	26	36
<i>Harpalus griseus</i>		25	33	25	33
<i>Notiophilus germinyi</i>		6	31	13	32
<i>Amara bifrons</i>		44	30	44	30
<i>Harpalus rufipalpis</i>		33	29	33	29
<i>Syntomus foveatus</i>		56	28	56	28
<i>Calathus erratus</i>		47	19	53	22
<i>Bradycellus verbasci</i>		33	20	33	20
<i>Amara equestris</i>		27	9	36	19
<i>Cicindela sylvatica</i>		67	18	67	18
<i>Cicindela sylvicola</i>		50	6	50	6

Auch sekundäre Kiefernbestockungen (Forste) werden zu Vergleichszwecken die treuen Arten aufgeführt (Tab. 3.63.).

Tab. 3.63.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für sekundäre Kiefern-Bestockungen (in %)

Art	TS_DPIs	TI_DPIs	TS_KIFS	TI_KIFS	TS_KIF	TI_KIF
<i>Amara spreti</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Dromius schneideri</i>	0	0	100	100	100	100
<i>Amara municipalis</i>	50	67	50	67	50	67
<i>Bradycellus verbasci</i>	33	60	33	60	33	60
<i>Ophonus laticollis</i>	33	50	33	50	33	50
<i>Harpalus rubripes</i>	11	40	11	40	11	40
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	16	13	33	39	36	40
<i>Ophonus puncticeps</i>	50	33	50	33	50	33
<i>Notiophilus aestuans</i>	50	30	50	30	50	30
<i>Amara consularis</i>	0	0	50	20	50	20
<i>Carabus convexus</i>	15	10	20	13	45	32
<i>Carabus cancellatus</i>	0	0	3	8	16	36
<i>Amara ovata</i>	3	1	3	1	7	35
<i>Amara montivaga</i>	0	0	0	0	100	100
<i>Cymindis humeralis</i>	0	0	0	0	50	25

3.6.3.2. Ordination mittels DCA

Im Ordinationsdiagramm der DCA (Abb. 3.31.) sind die Kiefernwälder farbig hervorgehoben. Gelb umrandet und unterlegt sind die natürlichen Kiefernwälder, rot die Kiefernforste, orangerot die Brandhabitats und gelbbraun die offenen Sandhabitats.

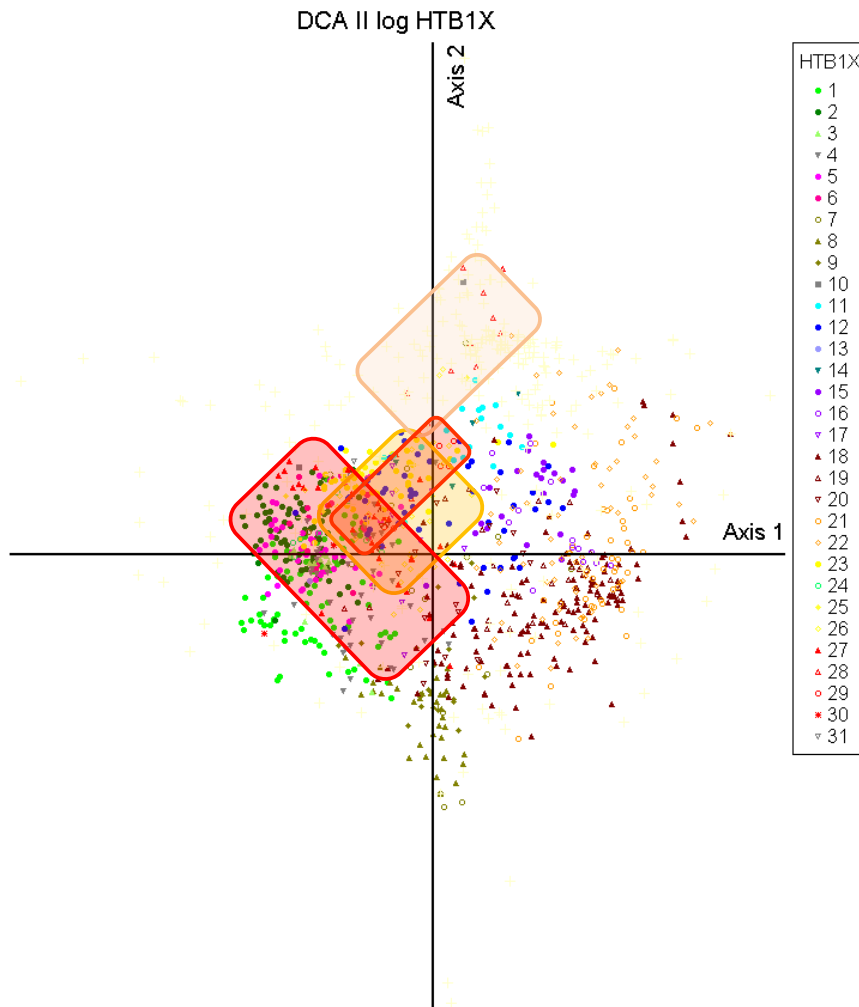


Abb. 3.31.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 3.1.; Bereiche mit Lage der verschiedenen Kiefernwälder und offener Sandstandorte hervorgehoben (Erl. sh. Text).

Letztere stehen relativ isoliert, d.h. mit nur geringen Überlappungen mit anderen Habitats, am Rande des Ordinationsraumes. Kiefernforste überlappen sich mit den Laubwaldhabitats wie Buchen-, Eichen- und Schluchtwäldern und weisen keinen eigenständigen, nur von

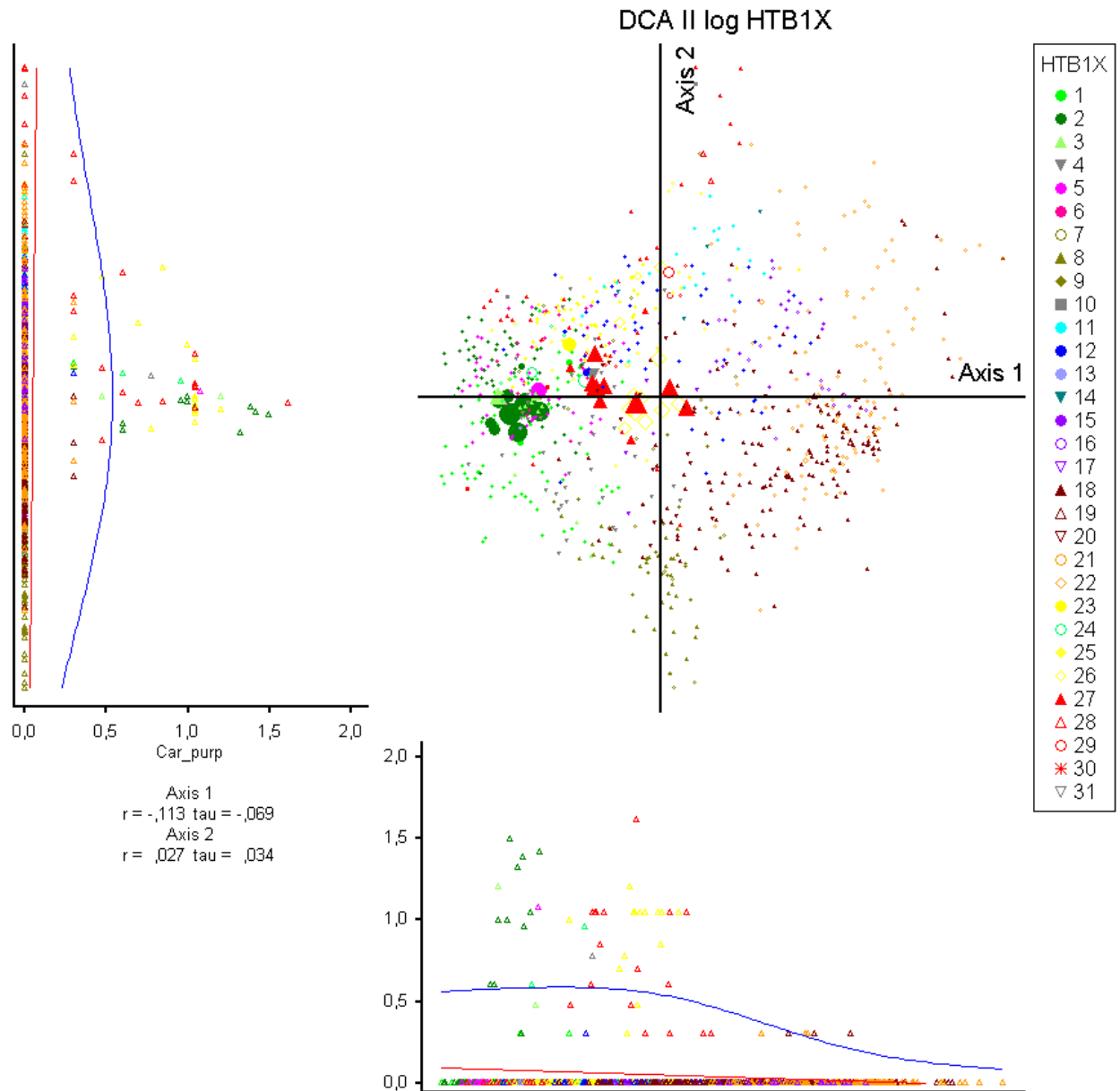


Abb. 3.33.: DCA für *Carabus violaceus purpurascens*

Andere Arten zeigen eine Konzentration auf Kiefernforste und (bestimmte) Laubwälder, wie etwa *Carabus violaceus purpurascens* (Abb. 3.33.), der v.a. in Kiefernforsten, aber auch in basenreichen Buchenwäldern sowie vereinzelt in Schlucht- und Eichen-Hainbuchenwäldern auftritt. Eine weitere Art dieses Typus ist beispielsweise *Carabus convexus*.

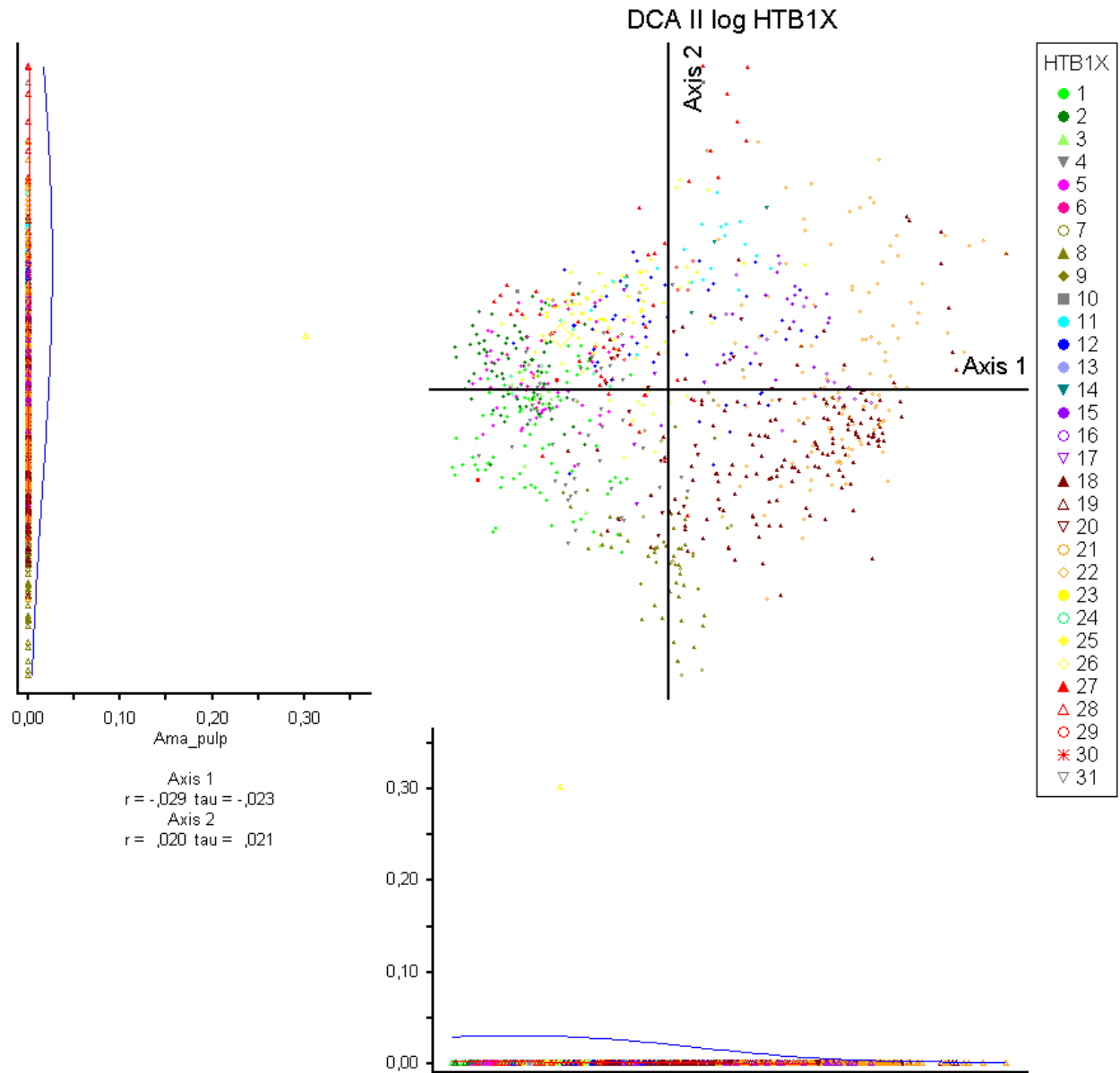


Abb. 3.35.: DCA für *Amara pulpani*

Eine weitere, kleine Gruppe von Arten kommt nur in (halb)natürlichen Kiefernwäldern auf Kalk vor, wie konkret Schneeheide-Kiefernwäldern, die im Ordinationsraum bei den Laubwäldern stehen. Ein Beispiel aus dieser Gruppe ist *Amara pulpani* (Abb. 3.35.), und auch *Cymindis humeralis* vermittelt zu dieser Gruppe. Beide Arten sind (wie dieser HT) nur mit wenigen Fundpunkten vertreten.

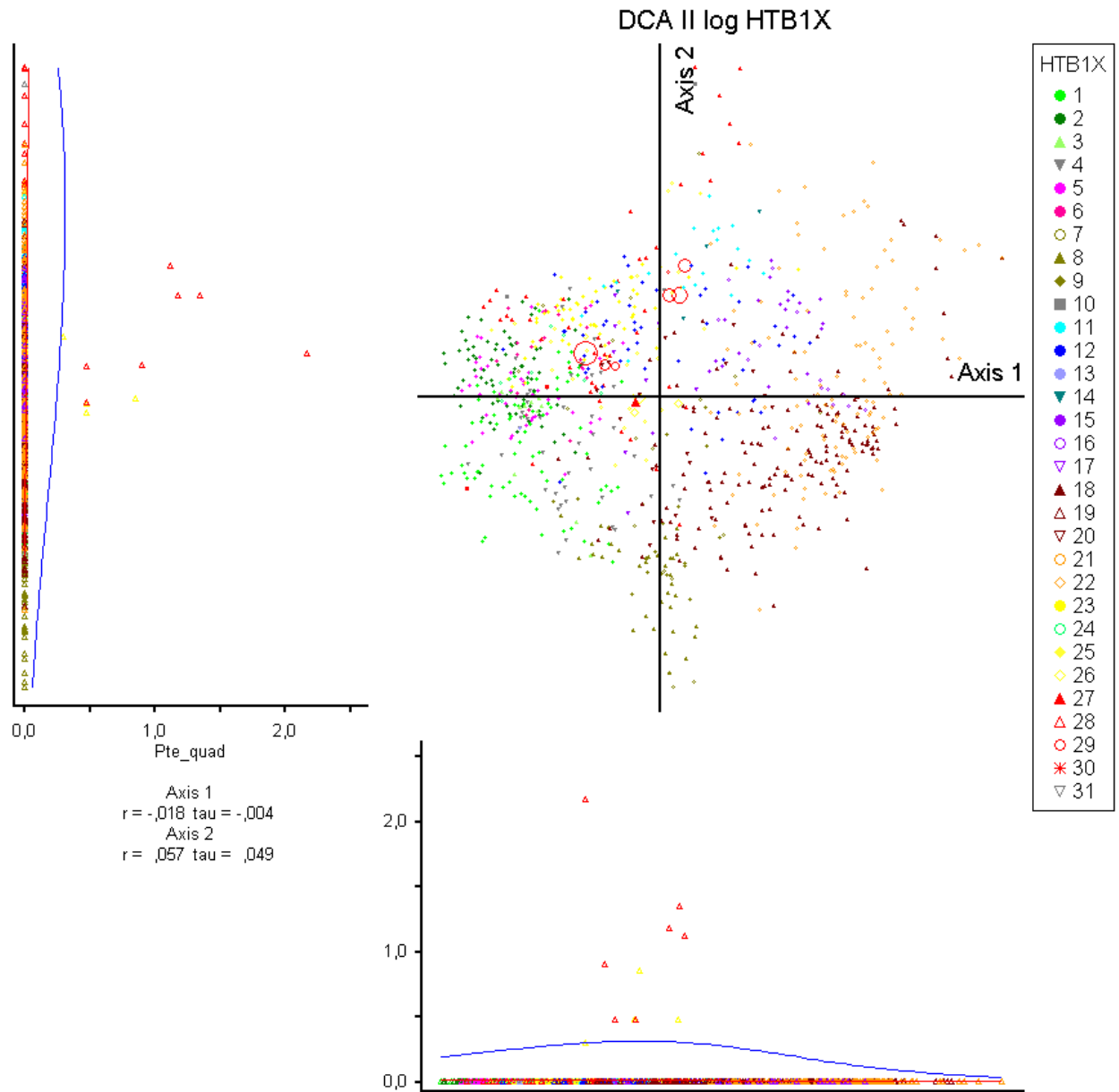


Abb. 3.36.: DCA für *Pterostichus quadrioveolatus*

Eine sehr starke Konzentration auf Brandhabitats im Ordinationsraum zeigt *Pterostichus quadrioveolatus* (Abb. 3.36.). Weitere Arten wie *Amara curta* oder *Calathus fuscipes* treten zwar ebenfalls mit einem Teil ihrer Fundpunkte in diesem Habitat auf, sind aber nicht darauf beschränkt.

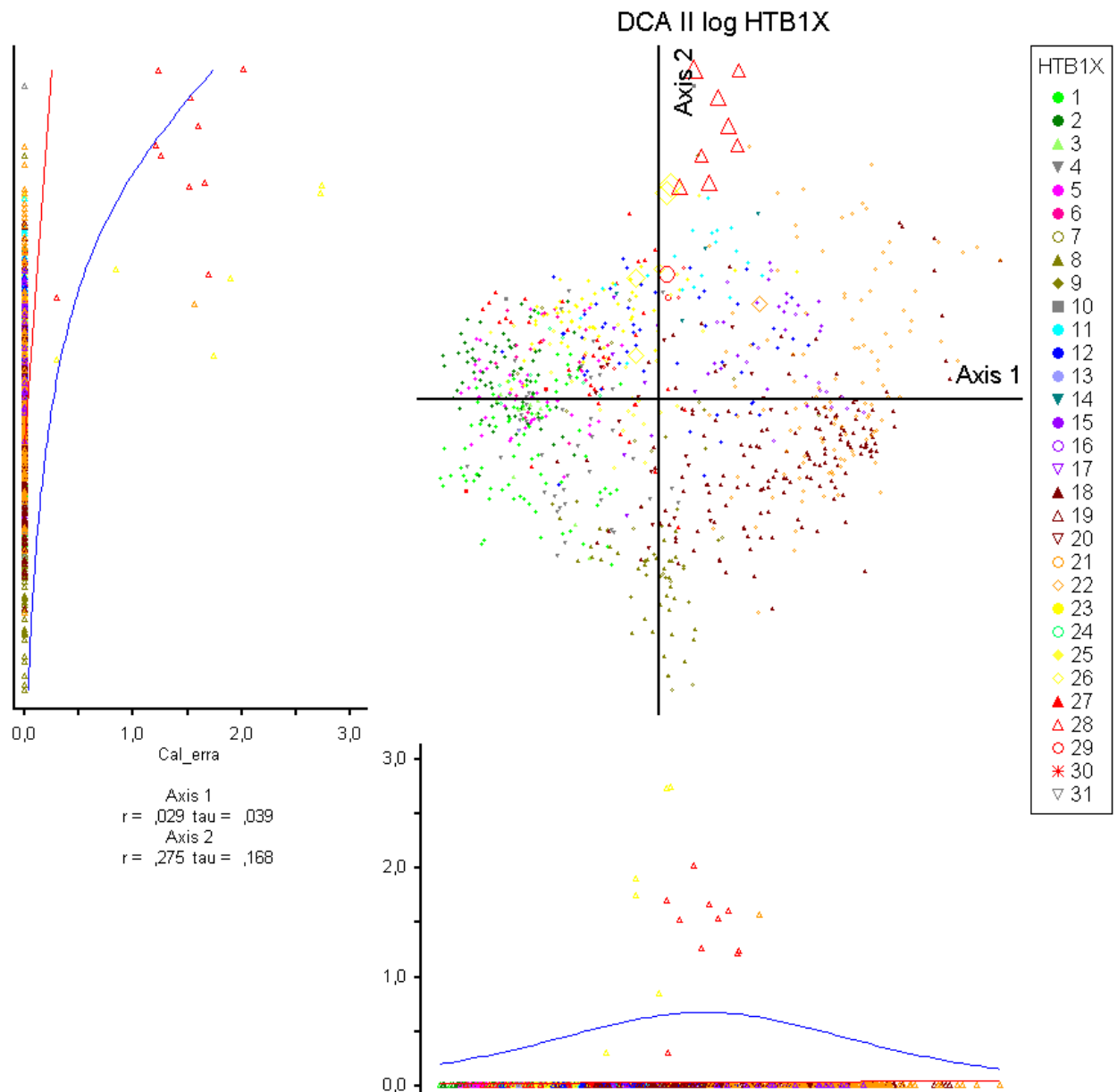


Abb. 3.37.: DCA für *Calathus erratus*

Calathus erratus (Abb. 3.37.) kann stellvertretend für eine Gruppe von Arten stehen, die besonders in offenen Sandhabitaten, aber zumindest teilweise auch in natürlichen Kiefernwäldern und auf Waldbrandflächen auftreten. Hierher gehören ferner u.a. auch *Syntomus foveatus* und *S. truncatellus*.

3.6.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

Die HT(X) bildet innerhalb der Landhabitate Brandflächen, Flechten-Kiefernwälder (CPI), Weißmoos-Kiefernwälder (DPI), Kiefernwälder auf Kalk (KIK), Schneeheide-Kiefernwald (SHK) und offene Sandflächen (SO) ab. In der HTS1X sind natürliche/naturnahe Sandkiefern-Standorte, offene Sandstandorte und Brandflächen getrennt. Kiefernforste sind in dieser Aggregation den Buchenstandorten (1 bzw. 2) zugeordnet. In der HTS2 sind Sandstandorten (offene und bewaldete) mit den sonstigen Trocken(wald)standorten zusammengefasst, nicht jedoch mit den Brandflächen. In der HTB2 sind Kiefernwälder- und Forste auf Sandstandorten und Waldbrandhabitate zusammengefasst, und offene Sandstandorte einer separaten Gruppe zugruppiert. In der HTB3 sind die Eichen-, anderen Trocken- und Kiefernwälder (ohne Moore, mit Brandhabitaten) zusammengefasst und von den offenen Sandhabitaten abstrahiert. In der HTB3X sind alle Kiefernbestockungen zusammengefasst, einschließlich Brand- und offener Sandstandorte, aber von den anderen Trockenwäldern (d.h. nicht auf Sand) getrennt.

Die ISA-Ergebnisse des Habitatkomplexes sind in Tabelle 3.64. aufgeführt.

Tab.: 3.64.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Kiefernwälder und Konvolute (nach dem maximalen Testkonvolut sortiert); die Aggregate kritischer Taxa sind hier nur nachrichtlich aufgeführt und bei den folgenden Ausführungen nicht berücksichtigt.

ISA	HT	HTS1(X)	HTS2	HTB3	HTB3(X)
Beschreibung	Innerhalb der Landhabitats (LH)	SSW=bewaldete Sand-STO vs. Off. Sand (SO) vs. BRAS	TRSS=KIE (Sand) & TRO & SO zusammen	LITR=KIE & BRA, TRO & EI zusammen, ohne SO	KIES=KIE (alle), BRA und SO zus. vs. übrige TRO
Relevante unterschiedene Einheiten	CPI, DPI, BRA, SHK, KIK, SO	SSW, SO, BRAS	TRSS	LITR	KIES
CPI					
<i>Notiophilus germinyi</i>	CPI: 58,5 (0,01)	SSW: (Trend: 17,2; 0,09)			
<i>Notiophilus aquaticus</i>	CPI: 21,9 (0,05)		10,3 (0,04)		7,5 (0,03)
SHK					
<i>Abax parallelepipedus</i>	SHK: 8,2 (0,01)				
<i>Amara pulpani</i>	SHK: 50,0 (0,02)				
<i>Cymindis humeralis</i>	SHK: 46,7 (0,02)				(Trend: 2,4; 0,06)
LITR					
<i>Abax parallelus</i>	KIK: 13,3 (0,03)			31,4 (0,01)	
<i>Carabus nemoralis</i>	BRA: 12,7 (0,02)			27,0 (0,01)	
<i>Abax carinatus</i>				15,4 (0,01)	
<i>Molops piceus</i> _SUM				12,0 (0,02)	
<i>Harpalus latus</i>				10,3 (0,02)	
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM				9,6 (0,02)	
<i>Carabus convexus</i>		BRAS: (Trend: 14,1; 0,1)		7,4 (0,03)	(Trend: 12,8; 0,07)
<i>Pterostichus ovoideus</i>				8,2 (0,04)	
<i>Amara ovata</i>				6,9 (0,01)	
<i>Pterostichus melas</i>				4,9 (0,04)	
<i>Calosoma inquisitor</i>				2,9 (0,04)	
<i>Notiophilus rufipes</i>				(Trend: 3,9; 0,08)	
<i>Carabus monilis</i>				(Trend: 4,0; 0,07)	
<i>Panagaeus bipustulatus</i>				(Trend: 2,2; 0,08)	
BRA					
<i>Pterostichus quadriveolatus</i>	BRA: 87,5 (0,01)	BRAS: 80,0 (0,01)		8,0 (0,01)	12,9 (0,02)
<i>Carabus problematicus</i>	BRA: 34,7 (0,01)	BRAS: 34,9 (0,02)		12,9 (0,01)	
<i>Notiophilus palustris</i>	BRA: 19,9 (0,04)	BRAS: (Trend: 12,6; 0,06)		8,6 (0,01)	
<i>Amara familiaris</i>	BRA: 45,2 (0,01)	BRAS: 29,1 (0,02)			(Trend: 4,0; 0,1)
<i>Amara lunicollis</i>	BRA: 38,5 (0,02)	BRAS: 25,4 (0,03)			
<i>Bembidion properans</i>	BRA: 38,3 (0,02)	BRAS: 16,4 (0,04)			
<i>Amara curta</i>	BRA: 34,4 (0,04)	BRAS: 35,4 (0,03)			4,1 (0,01)
<i>Amara cursitans</i>	BRA: 33,3 (0,03)	BRAS: 28,6 (0,03)			2,4 (0,03)
<i>Bembidion lampros</i>	BRA: 31,8 (0,02)	BRAS: 31,3 (0,01)			

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Amara plebeja</i>	BRA: 28,3 (0,02)	BRAS: 22,5 (0,03)		(Trend: 3,5; 0,09)	(Trend: 3; 0,09)
<i>Harpalus laevipes</i>	BRA: 19,4 (0,05)	BRAS: 27,2 (0,01)			
<i>Harpalus rufipes</i>	BRA: 26,8 (0,03)	BRAS: 40,9 (0,01)			11,6 (0,03)
<i>Nebria brevicollis</i>	BRA: 23,3 (0,02)	BRAS: 15,5 (0,04)			
<i>Notiophilus biguttatus</i>	BRA: 21,4 (0,01)	BRAS: 24,7 (0,01)			
<i>Acupalpus meridianus</i>	BRA: (Trend: 15,6; 0,09)	BRAS: 13,7 (0,01)			
<i>Amara eurynota</i>	BRA: (Trend: 16,7; 0,08)	BRAS: 14,3 (0,03)			
<i>Ophonus azureus</i>	BRA: (Trend: 16,7; 0,08)	BRAS: 14,3 (0,03)			
<i>Poecilus cupreus</i>	BRA: 18,3 (0,05)	BRAS: (Trend: 12,2; 0,1)			
<i>Poecilus versicolor</i>	BRA: 33,9 (0,02)	BRAS: 36,4 (0,01)		9,4 (0,04)	
<i>Olisthopus rotundatus</i>		BRAS: 28,6 (0,01)			(Trend: 2,4; 0,07)
<i>Amara convexior</i>		BRAS: 11,3 (0,05)		8,7 (0,03)	
<i>Amara bifrons</i>		BRAS: 13,7 (0,05)			10,6 (0,02)
<i>Amara equestris</i>		BRAS: 12,0 (0,05)			10,0 (0,01)
<i>Calathus fuscipes</i>		BRAS: 22,0 (0,04)			
<i>Amara aulica</i>		BRAS: 6,5 (0,05)			
<i>Anisodactylus binotatus</i>	BRA: (Trend: 20,3; 0,06)	BRAS: (Trend: 13,2; 0,1)			
<i>Carabus auronitens</i>		BRAS: (Trend: 12,4; 0,09)			
<i>Dromius agilis</i>		BRAS: (Trend: 7,0; 0,07)			
<i>Microlestes minutulus</i>		BRAS: (Trend: 10,4; 0,1)			
<i>Harpalus solitarius</i>		BRAS: (Trend: 6,3; 0,08)			
<i>Trichotichnus nitens</i>		BRAS: (Trend: 9,1; 0,08)			
SO					
<i>Amara fulva</i>	SO: 34,7 (0,05)	SO: 40,0 (0,02)	13,3 (0,02)		7,1 (0,02)
<i>Calathus erratus</i>	SO: 38,2 (0,02)	SO: 39,8 (0,01)	19,6 (0,03)		18,5 (0,02)
<i>Harpalus anxius</i>	SO: 39,9 (0,02)	SO: 51,6 (0,01)	22,2 (0,02)		11,8 (0,02)
<i>Harpalus smaragdinus</i>	SO: 44,4 (0,02)	SO: 58,3 (0,01)	24,4 (0,02)		12,9 (0,02)
<i>Syntomus foveatus</i>	SO: 38,1 (0,03)	SO: 54,8 (0,01)	26,7 (0,03)		17,5 (0,03)
<i>Cicindela hybrida</i>	SO: (Trend: 33,6; 0,06)	SO: 41,4 (0,02)	15,2 (0,03)		7,9 (0,03)
<i>Harpalus autumnalis</i>	SO: (Trend: 28,9; 0,08)	SO: 37,1 (0,02)	15,6 (0,02)		8,2 (0,02)
<i>Poecilus lepidus</i>	SO: 33,2 (0,05)	SO: 31,2 (0,01)			16,0 (0,02)
<i>Calathus melanocephalus</i>	SO: (Trend: 26,9; 0,06)	SO: 17,7 (0,01)			8,2 (0,05)
<i>Harpalus affinis</i>	SO: (Trend: 26,6; 0,06)	SO: 23,4 (0,03)			15,2 (0,02)
<i>Cicindela sylvatica</i>		SO: 10,3 (0,04)	(Trend: 3,5; 0,09)		(Trend: 1,6; 0,09)
<i>Bradycellus caucasicus</i>		SO: 16,7 (0,02)	(Trend: 4,4; 0,08)		2,4 (0,05)
<i>Broscus cephalotes</i>		SO: 16,7 (0,02)	(Trend: 4,4; 0,07)		2,4 (0,04)
<i>Harpalus rubripes</i>		SO: 11,8 (0,04)			10,5 (0,05)
<i>Agonum marginatum</i>		SO: 8,3 (0,05)			

<i>Amara apricaria</i>		SO: 8,3 (0,05)			
<i>Bembidion femoratum</i>		SO: 11,8 (0,04)			
<i>Cicindela sylvicola</i>		SO: 8,3 (0,05)			
<i>Cymindis macularis</i>		SO: 8,3 (0,05)			
<i>Elaphrus riparius</i>		SO: 8,3 (0,05)			
<i>Harpalus flavescens</i>		SO: 8,3 (0,05)			
KIES					
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	DPI: (Trend: 15,7; 0,06)	SSW: 20,5 (0,02)	(Trend: 18,1; 0,07)	13,6 (0,01)	25,2 (0,02)
<i>Harpalus rufipalpis</i>		SO: (Trend: 10,7; 0,09)			8,9 (0,04)
<i>Bradycellus verbasci</i>		BRAS: (Trend: 7,0; 0,06)			3,5 (0,02)
<i>Syntomus truncatellus</i>			(Trend: 6,4; 0,07)		3,3 (0,01)
<i>Harpalus distinguendus</i>		SO: (Trend: 5,6; 0,08)			2,4 (0,01)
<i>Calodromius spilotus</i>			(Trend: 4,4; 0,07)	(Trend: 1,5; 0,08)	2,4 (0,05)
<i>Amara consularis</i>				(Trend: 1,5; 0,07)	2,4 (0,03)
<i>Masoreus wetterhallii</i>		SSW: (Trend: 6,7; 0,06)	(Trend: 4,4; 0,06)	(Trend: 1,5; 0,09)	2,4 (0,02)
<i>Ophonus puncticeps</i>		SSW: (Trend: 6,7; 0,1)	(Trend: 4,4; 0,06)		2,4 (0,04)
<i>Amara aenea</i>					(Trend: 7,9; 0,09)
<i>Harpalus picipennis</i>					(Trend: 2,4; 0,07)
SSW					
<i>Calathus ambiguus</i>	CPI: (Trend: 22,5; 0,09)	SSW: 9,8 (0,03)	(Trend: 5,8; 0,06)	(Trend: 3,6; 0,09)	5,9 (0,01)
<i>Calathus cinctus</i>	CPI: (Trend: 25; 0,09)	SSW: 10,0 (0,05)	6,7 (0,03)	(Trend: 2,2; 0,05)	3,5 (0,01)
<i>Nebria salina</i>		SSW: 11,5 (0,05)	11,1 (0,02)		5,9 (0,01)
<i>Notiophilus aestuans</i>		SSW: 13,0 (0,05)	(Trend: 7,8; 0,09)	(Trend: 4,4; 0,05)	7,1 (0,03)
<i>Amara municipalis</i>		SSW: 6,7 (0,05)	(Trend: 4,4; 0,07)	(Trend: 1,5; 0,1)	2,4 (0,02)
<i>Amara tibialis</i>		SSW: (Trend: 6,0; 0,09)	(Trend: 5,7; 0,08)		5,9 (0,01)
<i>Calathus rotundicollis</i>		SSW: (Trend: 10; 0,06)	(Trend: 6,7; 0,06)		3,5 (0,01)
<i>Carabus violaceus_SUM</i>		SSW: (Trend: 9,6; 0,08)			
<i>Calathus micropterus</i>	CPI: (Trend: 14; 0,07)	SSW: (Trend: 12,6; 0,06)			
TRSS					
<i>Harpalus griseus</i>			6,2 (0,03)		(Trend: 2,1; 0,06)
<i>Harpalus tardus</i>			12,5 (0,04)	(Trend: 3,8; 0,07)	(Trend: 3,9; 0,06)
<i>Amara ingenua</i>			(Trend: 2,2; 0,09)		
<i>Harpalus pumilus</i>			(Trend: 4,4; 0,08)		

Die Liste enthält eine große Zahl von Arten, die mit signifikanten, oder doch einem als Trend anzusehenden Ergebnis als „Indikatorarten“ berechnet und getestet werden. Darunter sind zahlreiche psammophile Arten und Arten der Gattungen *Amara* (19), *Harpalus* und *Ophonus* (zusammen 18 Arten) und *Calathus* (7 Arten), die adult zumindest teilweise granivor sind.

Zwei Arten (*Notiophilus germyni*, *N. aquaticus*) erzielen auf HT-Ebene (unter den Landwäldern) für das CPI ihren maximalen IndVal in der ISA, was allerdings dadurch einzuschränken ist, dass *N. aquaticus* auch in Feuchthabitaten auftritt (u.a. in Hochmoor-

Heiden). Drei Arten werden mit höchstem ISA-Test den Schneeheide-Kiefernwäldern zugewiesen, eine davon allerdings mit sehr geringem IndVal.

11 Arten erreichen ihren maximalen IndVal für das Konvolut „lichter und trockener Wälder“ (LITR), und acht davon sind in der Tabelle nur wegen ihres signifikanten Testwertes für dieses Konvolut enthalten. Alle davon werden auch bei den Eichenwäldern behandelt und erreichen für LITR nur geringe, oder aber geringere Werte als für speziellere Einheiten.

Allein 25 Arten der Tabelle werden von der ISA am stärksten mit Brand-Habitaten oder -Standorten in Verbindung gebracht (mit signifikantem Wert), wenn auch viele davon mit recht geringen IndVal.

21 Arten werden von der ISA mit dem höchsten Testwert mit offenen Sandstandorten (SO) assoziiert, darunter beispielsweise drei Sandlaufkäfer-Arten (*Cicindela*) und viele psammophile Arten. Einige der Arten dieser Gruppe sind solche, die auch oder sogar bevorzugt in Feuchthabitaten auftreten, wie *Elaphrus riparius* und *Bembidion femoratum*.

Für die stark aggregierten Konvolute KIES, SSW und TRSS, die in unterschiedlicher Weise (s.o.) bewaldete und offene Trocken- und Sandstandorte zusammenfassen, ergeben sich zwar auch eine Reihe von Zuordnungen über den maximalen IndVal (KIES: 9; SSW: 5; TRSS: 2), doch sind die Testwerte bis auf wenige Ausnahmen sehr gering.

3.6.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.5. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Kiefernwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

3.6.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.65. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren gegenüber. Testergebnisse, welche die Art in Beziehung zu Kiefernwäldern oder einem speziellen Kiefernwald-Typ setzen, sind orangegelb hervorgehoben.

Tab. 3.65.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Sandkiefernwälder, versch. Ebenen, jedoch ohne rein auf LITR, TRSS u.ä. positiv getestete Konvolute, die auch ganz andere lichte Waldtypen oder offene Sandstandorte beinhalten); gelborange=Testbezug zum Kiefernwald, rot zu Brandhabitaten; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5/Kiefern-Kontext bzw. ()=insgesamt	ISA	Ind. Val.
<i>Notiophilus germinyi</i>	CPI	335,2249	CPI	SSW>KIHN>KIE>TRSS>BRAS	CPI	58,5
<i>Calodromius spilotus</i>	CPI	74,0004	CPI	SSW>KIHN>TRSS>KIE>LITR	KIES	2,4
<i>Paratachys bistratus</i>	CPI	48,7262	CPI	SSW>KIHN>LITR>TRSS		
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	KIE	146,7508	CPI	(SSW>LITR>KIHN>TRSS>CPI)	KIES	25,2
<i>Carabus convexus</i>	KIE	105,6545	CPI	LITR>SSW>KIHN>TRSS>BRAS	LITR	7,4
<i>Carabus problematicus</i>	KIE	85,5026	CPI	LITR>BRAS>MIN>SSW>LH	BRAS	34,9
<i>Amara consularis</i>	KIE	22,8176	-	SSW>KIHN>LITR>TRSS	KIES	2,4
<i>Calathus micropterus</i>	NND	123,3139	HLF	(HLF>HLFI>HL>KIHN>SSW)		
<i>Notiophilus aquaticus</i>	VUG	107,9917	VUG	(SSW>KIHN>TRSS>CPI>WBF)	CPI (u.TRSS)	21,9

Mit *Notiophilus germinyi* hat eine Art sowohl hohe Stetigkeits- als auch Treue-Werte und wird daher übereinstimmend von beiden Verfahren (mit hohen Testwerten) diesem HT zugeordnet. Drei Arten erreichen den höchsten χ^2 -Testwert für das CPI, drei weitere den höchsten HT-bezogenen Testwert, und diese testen insgesamt für Kiefernwälder (KIE) am höchsten, was noch für eine weitere Art zutrifft. Von diesen sieben über die χ^2 -Testserien mit Kiefernwäldern in Konnex stehenden Arten sind fünf auch in der ISA für den Habitatkomplex der Kiefernwälder signifikant, wenn auch überwiegend für andere Aggregationsebenen.

Calathus micropterus als Art mit höchsten Testwert für natürliche Nadelwälder ist ebenfalls aufgeführt (sh. auch beim Fichtenwald). Mit *Notiophilus aquaticus* hat eine weitere Art nur in der ISA einen Bezug zu Kiefernwäldern (allerdings in der Testserie der Landwälder, methodisch bedingt, wegen der Beschränkung auf 99 Testeinheiten), während sie im χ^2 -Test für Rauschbeer-Moorheiden (VUG) den Maximalwert erreicht.

In Tabelle 3.66. finden sich die entsprechenden Ergebnisse für Schneeheide-Kiefernwälder.

Tab. 3.66.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Schneeheide-Kiefernwald (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); Irrtumswahrscheinlichkeiten zu den Testwerten sh. Anlage 4; rosa=Testbezug zum Schneeheide-Kiefernwald

Art	χ^2 (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	χ^2 , nächste max. 5/Kiefern-Kontext bzw. ()=insgesamt	ISA	Ind. Val.
<i>Amara pulpani</i>	SHK	451,4994	SHK	KIHN>KIE>LITR	SHK	50,0
<i>Cymindis humeralis</i>	SHK	224,9989	SHK	KIE>KIHN>LITR	SHK	46,7
<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN	308,7948	AF		SHK	8,2

Zwei Arten werden sowohl von ISA als auch χ^2 für die Schneeheide-Kiefernwälder identifiziert, beides Arten hoher Treue, *C. humeralis* allerdings nur mit geringer Stetigkeit. Mit *Abax parallelepipedus* wird eine weitere Art von der ISA als „Indikatorart“ des SHK errechnet.

Die in Tabelle 3.67. aufgeführten Arten erzielen höchste Testwerte für Brandhabitats in einem der beiden Verfahren, d.h. auch keine höheren für Sandkiefern- oder Schneeheide-Kiefernwälder.

Mit *Pterostichus quadrifoveolatus* erreicht eine Art gleichzeitig hohe Treue und Stetigkeit und wird daher in beiden Verfahren mit hohen Testwerten Brand-beeinflussten Habitats zurechnet. Eine deutlich größere Zahl von Arten wird von der ISA brandbeeinflussten Habitats bzw. -standorten mit Maximalwert zugeordnet als in den χ^2 -Tests. Umgekehrt sind von den 18 Arten, für die dies im χ^2 -Test der Fall ist, alle bis auf drei auch in den ISA-Testserien für diesen Habitatkomplex am höchsten getestet. Fünfzehn Arten werden also von beiden Verfahren mit Brandhabitats in Verbindung gebracht, und damit eine vergleichsweise große Zahl für einen so geringen und insgesamt auch inhomogenen Datensatz. Weitere neun Arten werden nur durch die ISA Brandflächen zugerechnet, wenn auch überwiegend nicht mit hohen IndVal, so doch für zwei Arten mit IndVal von $\geq 25\%$ als von Dufrêne & Legendre (1997) genanntem Schwellenwert. Die nur in der ISA diesem Habitatkomplex zugeordneten Arten haben in den χ^2 -Tests ganz unterschiedliche maximale Affinitäten, z.T. zu lichten und/oder trockenen Wäldern, Eichenwäldern, Moorheiden, offenen Sandhabitats, Au- bzw. Au- und Bruchwäldern oder Wäldern auf mineralischen Standorten allgemein.

Tab. 3.67.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Brand-bezogene Habitats (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); rot=Testbezug zu Brandhabitaten

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5/Kiefern-Kontext bzw. ()=insgesamt	ISA	Ind. Val.
<i>Pterostichus quadriveolatus</i>	BRAS	419,0387	WBF	WBF>KIE>CPI>LITR>SSW	BRA (HT)	85,5
<i>Olisthopus rotundatus</i>	BRAS	256,8540	WBF	WBF>KIE>LITR	BRAS	28,6
<i>Amara curta</i>	BRAS	143,0051	WBF	WBF>KIE>LITR>TRSS>SSW	BRAS	35,4
<i>Calathus fuscipes</i>	BRAS	141,4341	CPI	KIE>TRSS>LITR>SSW>KIHN	BRAS	22,0
<i>Amara eurynota</i>	BRAS	128,2848	-	KIE>LITR	BRAS	14,3
<i>Ophonus azureus</i>	BRAS	128,2848	-	KIE>LITR	BRAS	14,3
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	BRAS	100,6852	-	LITR>KIE>(MIN)	LITR	(2,2)
<i>Harpalus rufipes</i>	BRAS	86,5092	WBF	KIE>LITR>TRSS>KIHN>SSW	BRAS	40,9
<i>Bembidion lampros</i>	BRAS	76,7671	WBF/ FRU	(LITR>WBF>FRU>WHI>KIE>SAN)	BRA (HT)	31,8
<i>Acupalpus meridianus</i>	BRAS	63,2152	-	KIE, BRAS	BRAS	13,7
<i>Harpalus distinguendus</i>	BRAS	63,2152	-	SO> TRSS>KIE>OS	SO	(5,6)
<i>Poecilus versicolor</i>	BRAS	59,0935	WBF	LITR>KIE>WBF>SSW>KIHN	BRAS	36,4
<i>Amara familiaris</i>	BRAS	61,4617	WBF	KIE>WBF>TRSS>SSW>FH	BRA (HT)	45,2
<i>Amara plebeja</i>	BRAS	48,5498	-	LITR>KIE>SSW>MIN>KIHN	BRA (HT)	28,3
<i>Harpalus laevipes</i>	BRAS	48,7101	WBF	MIN>LH>KIE>WBF	BRAS	27,2
<i>Amara cursitans</i>	FEU	450,9978	-	BRAS>KIE>LITR	BRA (HT)	33,3
<i>Amara aulica</i>	WBF	111,7495	SAL	(BRAS>SAL>SAN>KIE>AW)	BRAS	6,5
<i>Bradycellus verbasci</i>	WBF	149,4991	WBF	TRSS>SO>KIE>BRAS>SSW		
<i>Bembidion properans</i>	SAN	114,7932	SAL	(WHI>BRAS>SAL>WBF>FRU)	BRA (HT)	38,3
<i>Amara lunicollis</i>	HMH	88,2409	HMH	(OM>HMA>BRAS>NDW>SPS)	BRA (HT)	38,5
<i>Nebria brevicollis</i>	AB	29,2375	SAL	(AW>SAN>WHI>BRAS>FEUES)	BRA (HT)	23,3
<i>Notiophilus biguttatus</i>	MIN	71,4880	LF	(BSS>BUST>LITR>LH>SSW)	BRAS	24,7
<i>Poecilus cupreus</i>	HMH	35,9490	SPM	(TRSS>HMA>LITR>OM>NDW)	BRAS	18,3
<i>Amara bifrons</i>	SO	129,0256	-	TRSS>BRAS>KIE>SSW>KIEN	BRAS	13,7
<i>Amara convexior</i>	EHN	124,6958	GC	(CARP>EI>LITR>BRAS>FEUES)	BRAS	11,3
<i>Amara equestris</i>	TRSS	81,0033	WBF	SO>BRAS>WBF>KIHN>KIE	BRAS	12,0
<i>Notiophilus palustris</i>	LITR	45,2848	GC	(LITR>GC>EHN>EI>CARP>KIE)	BRA (HT)	19,9

3.6.3.6. Zusammenfassung der Chi²-Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabelle 3.68. stellt für die Sandkiefern-Wälder den Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber.

Obwohl *Notiophilus germinyi* nicht streng psammo- oder azidophil und auch keine reine Waldart ist, und daher die Literaturreferenzierung keine Deckung der Habitats mit der Literatur ergibt, kann sie eingeschränkt doch als Charakterart der Flechten-Kiefernwälder gelten. Ihre Vorkommen außerhalb des Kiefernwald-Kontextes sind mit jenem in Bezug auf

den Habitattyp gut vereinbar (Trockenheit, Rohboden), und die Art ihren Treuwerte zufolge im Kiefernwald-Kontext ein guter Zeiger natürlicher und naturnaher Flechten-Kiefernwälder. Mit den vorgenannten Einschränkungen kann sie daher als Charakterart gelten, wenn auch nicht als „symmetrischer“ Indikator, d.h. in alle Richtungen indizierend, sondern nur innerhalb der Wälder.

Die drei *Carabus*-Arten der Liste sind alle nur mäßig stark mit Kiefernbestockungen assoziiert, und dies v.a. bevorzugt mit anderen Typen als dem CPI. *Calathus micropterus* kann als Charakterart (halb)natürlicher Nadelwälder und insofern auch (halb)natürlicher Kiefernwälder gelten (vgl. beim Fichtenwald).

Tab. 3.68.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Flechten-Sand-Kiefernwälder

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Be- wer- tung
<i>Notiophilus germinyi</i>	CPI	335,2249	CPI	+	>	+	N	+	C
<i>Calodromius spilotus</i>	CPI	74,0004	CPI	>	>	N	N	K	
<i>Paratachys bistriatus</i>	CPI	48,7262	CPI	>	>	N	X	N	
<i>C. viol. purpurascens</i>	KIE	146,7508	CPI	>	>	N	N	+	
<i>Carabus convexus</i>	KIE	105,6545	CPI	>	>	+	X	+	
<i>Carabus problematicus</i>	KIE	85,5026	CPI	>	>	N	N	N	
<i>Amara consularis</i>	KIE	22,8176	-	>	>	+	X	K	
<i>Harpalus picipennis</i>	KIE	22,8176	-	>	>	+	N	+	
Art	ISA (max.)	Testwert (max.)	höchster HT (Chi ²)	Lit. ME (ISA)	Lit. Eur (ISA)	Lit. Merk. (ISA)	Lit. and. LR (ISA)	Merk. Chi ²	Be- wer- tung
<i>Notiophilus aquaticus</i>	CPI (u. TRSS)	21,9	n.a.	>	>	+	N	n.a.	
Art	LIT	Testwert (max.)	höchster HT (Chi ²)	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Be- wer- tung
<i>Cicindela sylvatica</i>	CPI	Ex. Lit.	n.a.	++	++	++	N	n.a.	C

Als Art, die nur in der ISA einen Bezug zum CPI oder Sandkiefernwäldern hat, ist *Notiophilus aquaticus* zu ergänzen. Aufgrund der recht unterschiedlichen anderen Habitate (im Bereich von Mooren, aber auch Trockenhabitaten), kann die Art nicht als Charakterart des CPI gelten, obgleich ihr im Kontext der Kiefernbestockungen wohl eine Eigenschaft als „Naturnähezeiger“ zukommt.

In der Tabelle ist ferner aus der Literatur *Cicindela sylvatica* zu ergänzen, da die Literaturergebnisse zweifelsfrei darlegen, dass diese Art auf Flechtenkiefernwälder hochgradig spezialisiert ist. Die Einzelnachweise der Art in der Datenbank für offene Sandstandorte spiegeln diese Präferenz möglicherweise unvollständig wider, zumal Sandlaufkäfer oftmals schlecht mit Bodenfallen erfasst werden können (vgl. Anlage A.5.).

Tabelle 3.69. stellt für die Schneeheide-Kiefernwälder den Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber.

Trotz des eher geringen Datenmaterials für Schneeheide-Kiefernwälder ist eine deutliche Affinität von *Amara pulpani* zum SHK in einem Maße erkennbar, welches die Einstufung als Charakterart rechtfertigt. Für *Cymindis humeralis* kann diese Einwertung mit gewissen Vorbehalten ebenfalls erfolgen, v.a. im Kontext der Wälder. Der nur laut ISA dieser Habitatgruppe zugeordneten *Abax parallelepipedus*, mit allerdings sehr geringem IndVal, ist als Artefakt zu werten und keineswegs für Schneeheide-Kiefernwälder indikativ, selbst im Kontext der Kiefernwälder.

Tab. 3.69.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Schneeheide-Kiefernwälder

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Amara pulpani</i>	SHK	451,4994	SHK	+	+	+	N	+	C
<i>Cymindis humeralis</i>	SHK	224,9989	SHK	+	>	+	N	+	C
Art	ISA (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT (Chi ²)	Lit. ME (ISA)	Lit. Eur (ISA)	Lit. Merk. (ISA)	Lit. and. LR (ISA)	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Abax parallelepipedus</i>	SHK	8,2	n.a.	>	>	>	N	n.a.	

In Tabelle 3.70. sind die Testergebnisse und das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) für die Brandhabitats gegenübergestellt.

Tab. 3.70.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Brandhabitats

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höchster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>P. quadriveolatus</i>	BRAS	419,0387	WBF	+	+	+	N	+	C
<i>Olisthopus rotundatus</i>	BRAS	256,8540	WBF	>	>	+	N	+	
<i>Amara curta</i>	BRAS	143,0051	WBF	>	>	+	X	+	
<i>Calathus fuscipes</i>	BRAS	141,4341	CPI	>	>	+	X	+	
<i>Amara eurynota</i>	BRAS	128,2848	-	>	>	N	X	N	
<i>Ophonus azureus</i>	BRAS	128,2848	-	>	>	N	X	N	
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	BRAS	100,6852	-	>	>	N	X	N	
<i>Harpalus rufipes</i>	BRAS	86,5092	WBF	>	>	N	X	+	
<i>Bembidion lampros</i>	BRAS	76,7671	WBF/FRU	>	>	N	X	+	
<i>Acupalpus meridianus</i>	BRAS	63,2152	-	>	>	N	X	N	
<i>Harpalus distinguendus</i>	BRAS	63,2152	-	>	>	N	X	N	
<i>Poecilus versicolor</i>	BRAS	59,0935	WBF	>	>	N	X	+	
<i>Amara familiaris</i>	BRAS	61,4617	WBF	>	>	N	X	+	
<i>Amara plebeja</i>	BRAS	48,5498	-	>	>	N	X	N	
<i>Harpalus laevipes</i>	BRAS	48,7101	WBF	>	>	N	N	N	
<i>Amara cursitans</i>	FEU	450,9978	-	+	+	+	N	N	C
<i>Bradycellus verbasci</i>	WBF	149,4991	WBF	>	>	+	X	N	
<i>Amara aulica</i>	WBF	111,7495	SAL	>	>	N	X	+	
Art	ISA (max.)	Testwert (max.)	Höchster HT (Chi ²)	Lit. ME (ISA)	Lit. Eur (ISA)	Lit. Merk. (ISA)	Lit. and. LR (ISA)	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Amara lunicollis</i>	BRA (HT)	38,5	n.a.	>	>	+	N	n.a.	
<i>Bembidion properans</i>	BRA (HT)	38,3	n.a.	>	>	N	X	n.a.	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	BRAS	24,7	n.a.	>	>	N	N	n.a.	
<i>Nebria brevicollis</i>	BRA (HT)	23,3	n.a.	>	>	N	X	n.a.	
<i>Poecilus cupreus</i>	BRAS	18,3	n.a.	>	>	N	X	n.a.	
<i>Amara bifrons</i>	BRAS	13,7	n.a.	>	>	N	X	n.a.	
<i>Amara convexior</i>	BRAS	11,3	n.a.	>	>	N	X	n.a.	
<i>Amara equestris</i>	BRAS	12,0	n.a.	>	>	+	N	n.a.	
<i>Notiophilus palustris</i>	BRA (HT)	19,9	n.a.	>	>	N	N	n.a.	
Art	LIT	Testwert (max.)	höchster HT (Chi ²)	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Sericoda quadripunctata</i>	BRAS	Ex. Lit	n.a.	+	+	+	N	n.a.	C

Pterostichus quadriveolatus ist aufgrund hoher Stetigkeit und Treue eine legitime Charakterart der Brandstandorte. In relativ weitem Abstand, aber doch mit hohem Testwert folgt *Olisthopus rotundatus*. Keine der übrigen der im Chi²-Test höchste Affinität für Brandhabitats aufweisenden Arten hat hingegen laut Literaturreferenzierung tatsächlich eine solche. Vielmehr handelt es sich um Pioniere, Brachland-Arten und ubiquitäre Offenland-Bewohner, die z.T. im Datensatz sonst weitgehend fehlen, weil offene Habitats der

Landwirtschaft (Äcker, normales Grünland, Weinberge) der Fragestellung entsprechend nicht einbezogen wurden.

Amara cursitans erzielt für Schlagabraum-Brandflächen (FEU) einen sehr hohen Testwert, der sogar über dem von *P. quadrifoveolatus* liegt. Die Literaturangaben stehen dazu auch nicht im Widerspruch, und es erscheint denkbar, dass es sich zumindest um eine „strukturell pyrophile“ Art handelt. Dies wäre ggfs. v.a. über die Untersuchung weiterer Kahlfleichen in Nadelforsten auf ähnlichen Standorten zu überprüfen. Ergebnisse aus einer Meta-Studie deutscher Truppenübungsplätze (Müller-Kroehling et al. 2014b, vgl. Anl. 5) unterstützen indes diese Einstufung.

Keine der nur über die ISA Brand-Habitaten zugeordneten Arten ist tatsächlich mit diesen verknüpft bzw. hat eine starke Affinität, wie aus der Literaturreferenzierung und auch den Chi²-Testwerten klar hervorgeht. Hingegen ist der in Bayern verschollene *Sericoda quadripunctata* als streng pyrobionte Art laut Literatur zu ergänzen.

Es ergeben sich die in Abbildung 3.38. dargestellten Affinitäts-Beziehungen von Arten zu Habitattypen und -gruppen.

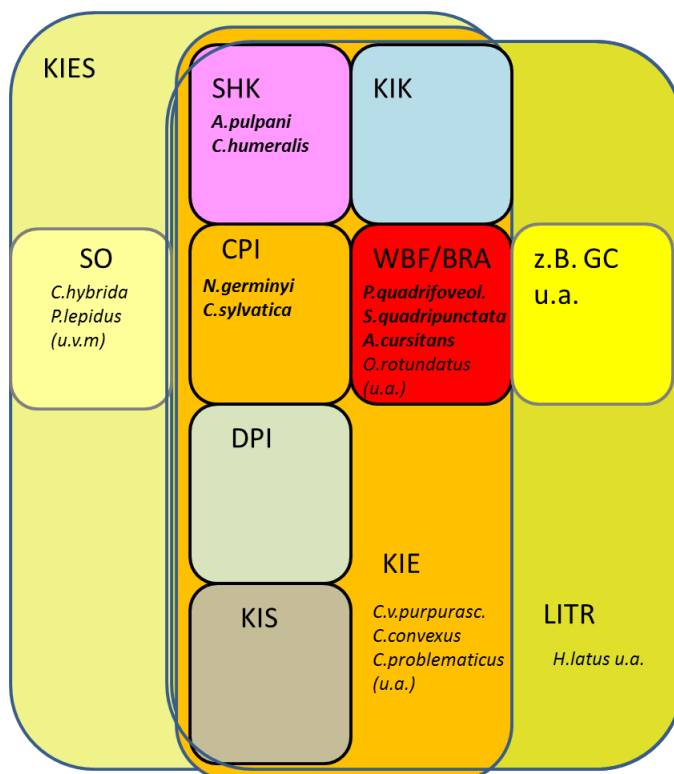


Abb. 3.38.: Zusammenhang der Kiefern-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute, mit den Arten, die hier höchste Chi²-Testwerte (Affinitäten) erreichen (Charakterarten fett)

Die natürlichen Kiefernwald-Habitattypen wie das CPI und SHK, aber auch die Waldbrandflächen und Kiefernwälder allgemein verfügen demnach über Charakterarten und charakteristische Arten mit Maximalpräferenz für diese Einheiten, nicht hingegen die überwiegend oder vollständig Forst-Typen darstellenden Typen (DPI, KIK und KIS).

3.6.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Gemeinsamkeiten natürlicher Nadelwälder

Natürliche Nadelwälder der tieferen Lagen und Hochlagen werden vegetationskundlich zur Ordnung Vaccinio-Piceetalia zusammengefasst (Härdtle et al. 2004), trotz großer

Unterschiede in Bezug auf die besiedelten Standorte und die Faktoren, die zur natürlichen Dominanz der Nadelbäume führen. Die Zusammengehörigkeit beschreibt Ehrendorfer (1954) als vegetationskundlich nur lose, und stattdessen vielmehr „im Wesentlichen physiognomisch (dominierende Ericaceen-Halbsträucher und Nadelhölzer in Baum oder Strauchform) und standörtlich (mehr-minder trockene Rohhumusböden“ charakterisiert. Auch für die Laufkäfer ist die gemeinsame Klammer gering. In dieser Hinsicht (vgl. Tab. 3.71.) ist v.a. *Calathus micropterus* als gemeinsame Art zu nennen, der für das Konvolut beider Habitattypen (natürliche Nadelwald-Standorte) auch den höchsten Chi²-Testwert erreicht.

Tab. 3.71.: Treue-Werte der Arten (in %), die sowohl in (halb)natürlichen Fichten- als auch Sand-Kiefernwäldern zu den stetig oder treu auftretenden Arten gehören; angeführt sind die Werte für (halb)natürliche Fichten- und Kiefern-Nadelwald-Standorte ohne offene Sandstandorte, Kiefernwälder auf Kalkstandorten, Moorstandorte und Brandstandorte (NND), und zum Vergleich für alle Nadelbestockungen mineralischer Standorte (NDM) sowie alle Nadelbestockungen (NDW)

	TS_NND	TI_NND	TS_NDM	TI_NDM	TS_NDW	TI_NDW
<i>Calathus micropterus</i>	45	35	64	83	74	86
<i>Carabus arvensis</i>	38	32	52	45	77	69
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	11	11	28	42	57	46

Insgesamt sind also nur wenige Arten beiden Habitattypengruppen regelmäßig bzw. in spezifischer, da treuer Weise gemeinsam. *Pterostichus oblongopunctatus* ist dabei eine Art, die regelmäßig auch in Laubwald-Habitatgruppen vorkommt, und erzielt Treue für Nadelbaumbestockungen nur um die 50%, und nur eine geringe Treue für natürliche Fichten- und Kiefern-Nadelwälder von etwas über 10%. Neben *C. micropterus* ist daher nur *Carabus arvensis* eine weitere gemeinsame unter den Nadelbestockungen bevorzugenden Arten. Sie nutzt in den Fichtenwäldern aber v.a. die Hochlagen-„Heiden“ kahlgelegter subalpiner Flächen, und kommt in Kiefernwäldern tieferer Lagen v.a. in den Kiefernforsten mit ihren mächtigen Moderauflagen vor. Insofern ist es in beiden „Flügeln“ der „natürlichen Nadelwälder“ keine Art, die deren normale Ausprägungen oder „Kernbereiche“ präferiert. Insgesamt ist die Schnittmenge der natürlichen Kiefern- und Fichtenwälder also ausgesprochen gering. Dies dürfte v.a. daran liegen, dass die klimatischen Unterschiede groß und v.a. die charakteristischen Arten der natürlichen Fichtenwälder auch praktisch alle über das Klima an den Lebensraum gebunden sind. Auch sind die standörtlichen Gemeinsamkeiten der natürlichen Fichten- und Kiefernwälder ebenfalls von wenigen Faktoren abgesehen sehr gering.

Kiefernforste

Da der allergrößte Teil der bayerischen Kiefernbestockungen als Forste anzusprechend ist, ist die Frage relevant, welcher Teil der mit den angewandten Verfahren selektierten Arten auch regelmäßig in diesen Forsten auftritt (Tabelle 3.58. mit den stetigen und Tabelle 3.63. mit den treuen Arten).

Bei den in Tabelle 3.58. aufgeführten Arten hoher Stetigkeit in Kiefernforsten handelt es sich weitgehend um verbreitete Waldarten, die u.a. verschiedene Laubwald-Typen in z.T. recht hoher Stetigkeit als Lebensraum nutzen können, wie *Carabus coriaceus*, *Cychnus caraboides*, *Abax parallelepipedus* und *A. parallelus*, wofür auf die entsprechenden Abschnitte dieser Habitattypengruppen verwiesen werden kann. Erwähnenswert, da insgesamt seltener nachgewiesen, sind unter den Arten höherer Stetigkeit *Carabus convexus*, *Carabus arvensis*, *Carabus violaceus purpurascens* und *Carabus intricatus*. Auch unter den Arten höherer Treue für Kiefernforste (vgl. Tab. 3.63.) sind einige eher selten nachgewiesene Arten, wie der arboricole *Dromius schneideri*, *Notiophilus aestuans*, *Carabus convexus* und *C. violaceus purpurascens* (die beide in natürlichen Kiefernwäldern und -forsten gleichermaßen vorkommen) und *Cymindis humeralis* (besprochen beim Schneeheide-Kiefernwald).

Die übrigen in Kiefernforsten zwar nur vereinzelt, aber im Datenbestand bzw. im Wald-Kontext überwiegend dort nachgewiesenen Arten sind mehrere *Amara*, *Harpalus*- sowie *Ophonus*- und *Bradycellus*-Arten und mithin heliophile Arten, bei denen Samen krautiger Pflanzen einen Nahrungsbestandteil darstellen. Diese Arten wurden

entweder zu selten nachgewiesen, um eine sichere Zuordnung vorzunehmen (*Amara montivaga*, *A. spreta*), oder wurden neben Kiefernforsten auch in offenen Sandstandorten gefunden und erzielen dort bzw. in einem der entsprechenden Konvolute (wie SSW und TRSS) ihre höchsten Testwerte (*Amara municipalis*, *Ophonus puncticeps*, *Harpalus rubripes*).

In Abbildung 3.39. ist ein VENN-Diagramm für den Vergleich aller Flechten-Kiefernwälder (CPI incl. durch Pflege wiederhergestellter Varianten) und der übrigen Kiefernwälder und -forste auf Sandstandorten (alle DPI und KIS) abgebildet.

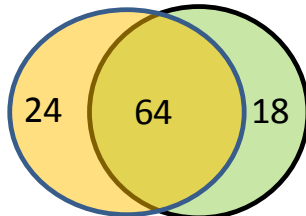


Abb. 3.39.: VENN-Diagramm zwischen CPIS (gelborange) und DPI+KIS (grün); Erläuterungen im Text

Demnach überwiegen bei der Betrachtung, welche Arten zumindest einmal in einem der beiden Typen gefunden wurden, der Anteil gemeinsamer Arten (60%), doch ist auch eine erhebliche eigenständige Komponente erkennbar. Bemerkenswert ist, dass diese für die CPI trotz geringerer Zahl der Probeflächen mit 23% der Arten höher ist als für die sekundären Bestockungstypen (17%). Natürlich können mehrere der „exklusiven Arten“ dieser Auswertung für die CPI auch in offenen Sandhabitaten, für die DPI/KIS auch in Laubwäldern gefunden werden. Gersdorfs (1937) Urteil, dass „Heidewälder, dies sind Kiefernwälder mit Flechtenbedeckung des Bodens, eine gänzlich anders zusammengesetzte Carabidenfauna als die anderen Biotope dieser Gruppe [Kiefernwälder, Anm. d. Verf.] haben“, kann tendenziell bestätigt werden.

Insgesamt überwiegen Gemeinsamkeiten der hochsteten Arten der Kiefernforste (Tab. 3.58.) mit Laubwaldtypen (Habitattypen und Aggregaten), d.h. es treten in den Kiefernforsten überwiegend Arten auf, die auf in jenen mit hoher Stetigkeit auftreten, wie *Pterostichus oblongopunctatus*, und für stark aggregierte Konvolute wie alle Landwälder ihren maximalen χ^2 -Testwert erzielen. Ausnahmen davon sind nur wenige vertreten, und ihre Beziehung zu den Kiefernwäldern scheint unterschiedlich zu sein. *Carabus arvensis* ist eine solche Art, die regelmäßig in Kiefernbestockungen auftritt und einen starkem Bezug zu Weißmoos-Kiefernwäldern (DPI) aufweist, aber in Flechten-Kiefernwäldern (CPI) weitgehend fehlt. Ferner kann diese Art auch in bestimmten Eichenwaldtypen auftreten (sh. dort). Auch *Carabus violaceus purpurascens* und *Carabus convexus* sind Arten, die v.a. lichte Wälder bevorzugen. *Carabus convexus* hat sowohl in Bezug auf Stetigkeit (Kiefernforste auf Kalk) als auch Treue (für alle Kiefernbestockungen) einen Bezug zu Kiefernbestockungen. Für *C. violaceus purpurascens* gilt dasselbe für Kiefernforste auf Sandstandorten. Da *C. violaceus purpurascens* und *C. problematicus* sowohl in Kiefernforsten als auch Flechten-Kiefernwäldern vorkommen können, wird für sie der höchste χ^2 -Testwert für die Summe aller Kiefernbestockungen erreicht. Für diese Arten, die jeweils auch in bestimmten Laubwäldern vorkommen, besteht demnach eine gewisse Gemeinsamkeit der Kiefernwälder als (lichter, trockener) Bestockungstyp.

Offene Sandhabitats, Calluna-/Sandheiden und Sukzessionsstadien auf vormals offenen Sandstandorten

Hier sind jene Arten zu subsumieren, die offene Sandstandorte präferieren, also sandigen Habitaten ohne Beschirmung durch Bäume, wie offene Sanddünen, Sandmagerrasen und Sandtrockenrasen oder Sandheiden, sowie als Sekundärlebensräume Sandgruben und sandige Böschungen. Eine ausführliche, nach diesen sehr verschiedenen Habitaten differenzierte Bearbeitung dieses Habitatkomplexes muss auf breiterer Datenbasis erfolgen, die hier als Pendant-Habitats einbezogenen Daten erlauben vom Datenumfang her lediglich eine summarische und vorläufige Betrachtung.

Die Tabellen 3.72. bis 3.74. enthalten jene Arten, die für die Konvolute „trockener und sandiger Standorte“ (TRSS), bewaldeter (SSW) und offener Sandstandorte (SO) ihre Chi²-Maximalwerte erzielen. Dies sind überwiegend Arten, die ihren Vorzugslebensraum laut Literatur (vgl. Anlage 5) auf offenen Sand- oder (sonstigen) Xerothermstandorten haben, teilweise und in je nach Art unterschiedlichem Umfang aber auch in lichte Wälder eindringen.

Tab. 3.72.: Arten mit Chi²-Maximalwert für das Konvolut trockener und sandiger Standorte (TRSS)

Art	Chi ² (max.)
<i>Harpalus rufipalpis</i>	122,7161 (<0,0001)
<i>Harpalus rubripes</i>	114,8942 (<0,0001)
<i>Nebria salina</i>	95,9753 (<0,0001)
<i>Amara equestris</i>	81,0033 (<0,0001)
<i>Harpalus tardus</i>	60,9382 (<0,0001)
<i>Amara tibialis</i>	59,8258 (<0,0001)
<i>Amara aenea</i>	52,7452 (<0,0001)
<i>Harpalus griseus</i>	41,6474 (<0,0001)
<i>Syntomus truncatellus</i>	41,6474 (<0,0001)
<i>Harpalus pumilus</i>	38,2624 (<0,0001)

Tab. 3.73.: Arten mit Chi²-Maximalwert für das Konvolut „bewaldeter Sandstandorte“ (SSW)

Art	Chi ² (max.)
<i>Amara ingenua</i>	29,1656 (<0,0001)
<i>Amara municipalis</i>	58,3959 (<0,0001)
<i>Calathus ambiguus</i>	92,1432 (<0,0001)
<i>Calathus cinctus</i>	87,6910 (<0,0001)
<i>Calathus rotundicollis</i>	87,6910 (<0,0001)
<i>Masoreus wetterhallii</i>	58,3959 (<0,0001)
<i>Notiophilus aestuans</i>	120,5279 (<0,0001)
<i>Notiophilus aquaticus</i>	59,3143 (<0,0001)
<i>Ophonus puncticeps</i>	58,3959 (<0,0001)

Tab. 3.74.: Arten mit Chi²-Maximalwert für offene Sandstandorte (SO)

Art	Chi ² (max.)
<i>Harpalus smaragdinus</i>	433,4060 (<0,0001)
<i>Syntomus foveatus</i>	375,1180 (<0,0001)
<i>Harpalus anxius</i>	364,0728 (<0,0001)
<i>Cicindela hybrida</i>	334,4666 (<0,0001)
<i>Amara fulva</i>	310,1161 (<0,0001)
<i>Calathus erratus</i>	276,6389 (<0,0001)
<i>Harpalus autumnalis</i>	264,6762 (<0,0001)
<i>Poecilus lepidus</i>	239,3851 (<0,0001)
<i>Harpalus affinis</i>	223,8000 (<0,0001)
<i>Bradycellus caucasicus</i>	148,9963 (<0,0001)
<i>Brosicus cephalotes</i>	148,9963 (<0,0001)
<i>Amara bifrons</i>	129,0256 (<0,0001)
<i>Calathus melanocephalus</i>	111,3432 (<0,0001)
<i>Cicindela sylvatica</i>	98,1078 (<0,0001)
<i>Amara apricaria</i>	74,4157 (<0,0001)
<i>Cymindis macularis</i>	74,4157 (<0,0001)
<i>Elaphrus riparius</i>	74,4157 (<0,0001)
<i>Harpalus flavescens</i>	74,4157 (<0,0001)
<i>Bembidion femoratum</i>	72,6683 (<0,0001)
<i>Cicindela sylvicola</i>	36,2536 (<0,0001)

Die Liste der in offenen (unbewaldeten) Sandhabitaten (und von ihnen maßgeblich mit geprägten Aggregaten) vorkommenden Arten ist lang. Ein Teil davon findet sich auch bei den unterschiedlichen, bestockten Habitaten wieder, andere auch in anderen Trockenlebensräumen einschließlich Kulturhabitaten und Abbaustellen, wieder andere z.B. an sandigen Ufern (z.B. *Bembidion femoratum*). Eine Analyse, welcher Teil der Arten streng auf (ganz) offene unbewaldete Sandstandorte (oder speziell eines der verschiedenen dazu

gehörenden Habitats) angewiesen sind, kann durch das der Arbeit zugrunde liegende Datenmaterial nicht geleistet werden, bzw. bedarf zwingend der Literaturreferenzierung.

In diese Kategorien fallen zweifellos nicht nur jene Arten, die laut ihrer χ^2 -Testwerte ihre höchste Präferenz für offene Sandstandorte (SO) zeigen, sondern z.T. auch solche, die in anderen Habitats des Gesamtkomplexes „Kiefernwald- plus Sandstandorte“ erfasst wurden, und deren sehr geringe Nachweiszahl in geringen Testwerten resultiert, so dass eine verlässliche Zuordnung auf dieser Grundlage nicht möglich ist. Laut Literatur handelt es sich dabei um vorwiegend um psammophile, xerotherme und heliophile Arten.

Der artenreiche Lebensraumkomplex enthält zusammenfassend eine große Zahl von Arten, die vorwiegend in offenen Sand- oder Trockenstandorten auftreten, deren Präferenzen und Toleranzen gegenüber Gehölzvorkommen aber nicht durch die Testwerte allein geklärt werden kann, da das Datenmaterial für die Arten mit insgesamt sehr wenigen Nachweisen nicht ausreicht. In Bezug auf Wald ist für alle diese Arten v.a. die Fragestellung relevant, ob und in welchem Umfang diese Arten temporäre **Waldlichtungen und Kahlfleichen** (nach forstlichen Nutzungseingriffen) nutzen können, ja z.T. sogar möglicherweise bevorzugt nutzen. Viele Arten treten in der Altersentwicklung von Kiefernwäldern nur in der frühesten Entwicklungsphase auf. Bei manchen davon ist auffallend, dass sie in den ganz unbewaldeten Sandlebensräumen ebenfalls selten, ja möglicherweise sogar seltener sind (vgl. auch Szyszko 1983), und so liegt die Vermutung nahe, dass es sich bei diesem Auftretensbild um „Pionierarten“ handelt, die frühe Sukzessionsphasen präferieren, und keineswegs alle für ganz offene Sandmagerrasen und ähnliche Lebensräume höchste Präferenzen besitzen. Irmeler (2004) sieht bei der Sukzession norddeutscher Heiden zu Wald keinen allmählichen Übergang, sondern zwei deutliche Entwicklungsschritte mit starkem Artenwechsel, beim Übergang offener Sandflächen zu Heide und beim Übergang von Heide zum geschlossenen Wald. Dabei treten auch in seiner Auswertung einige Arten bevorzugt in den frühen Sukzessionsphasen wie lichten Gehölzbeständen auf.

Detzel et al. (1993) zufolge traten typische „Flugsand-Arten“ auf den von ihnen untersuchten Flächen in Baden-Württemberg nur dann auf, wenn Lichtungen und offene Sandflächen vorhanden waren. Es kann als gesichert gelten, dass viele der psammophilen Arten in Kiefernwaldgebieten nur vorkommen können, wenn unbewaldete Flächen und z.T. auch Rohbodenstellen vorhanden sind. Für manche (heliophile, thermophile) Arten ist es dabei wahrscheinlich eher die fehlende oder extrem lichte Beschirmung, und für andere (psammophile) eher der blanke (Roh)boden, der über die Habitateignung entscheidet. Die Studie von Karafiat (1970) aus ausgedehnten südhessischen Kiefernforsten auf Flugsandstandorten ergab beispielsweise ein Fehlen vieler spezialisierter, v.a. psammophiler Arten, obwohl sie überwiegend von Lehmann (2004) auf Sandmagerrasen in diesem Gebiet nachgewiesen wurden. Diese Arten, wie *Notiophilus germinyi* oder *Syntomus foveatus*, gehören also dem Artenpool des Kiefernwaldgebietes an, finden aber in den untersuchten Forsten offenbar überwiegend keine Lebensgrundlage.

Heiden treten als Primärlebensraum v.a. an den atlantischen Küsten Europas auf, und gelten im Binnenraum Deutschlands als Sekundärbiotop (Haaland et al. 2002). Wie die großen Sanddünen-Landschaften (Völkel et al. 2011) sind sie in der Ausdehnung, die sie bis in das 20. Jahrhundert erreichten, Zeugen einer devastierenden Landnutzung. Zugleich weisen beide, Dünen und Heide, eng an sie gebundene Arten auf (Koester 1913, Rabeler 1947, Melber 1983, Irmeler & Gürlich 2004, Zinner 2005, Schmidt & Melber 2004). Die meisten dieser Arten haben eine nordeuropäische Verbreitung und erreichen Bayern z.T. nur in der Nordhälfte. Beispiele für diese Arten sind *Carabus nitens* (Heidelaufkäfer, der allerdings historisch auch in Südbayern vorkam, Horion 1941), *Bembidion nigricorne* und *Amara infima* (vgl. Anlage 5). Verschiedene weitere, in manchen Arbeiten als „Heide-Arten“ bezeichnete Arten wie *Olisthopus rotundatus*, mehrere *Bradycellus*-Arten, *Carabus arvensis* usw. können auch in anderen Lebensräumen vorkommen, und wären daher nicht zu den Heide-Arten im engsten Sinne zu zählen. Dass es Arten gibt, die an Heiden gebunden sind,

steht in offenkundigen Widerspruch zu ihrer anthropo-zoogenen Genese, und wirft die Frage nach dem Ursprungshabitat dieser Arten auf. Barner (1937) unterscheidet eine „jüngere atlantische“ und eine „boreale Altheide“. Die meisten Arten der Gruppe von „Heide-Arten“ können heute jedenfalls als Relikte früher nacheiszeitlicher Vegetationsformen aufgefasst werden, und sind auch nicht so ausbreitungskräftig, dass anzunehmen wäre, dass sie in historischer Zeit aus natürlichen Küstenheiden ihren Lebensraum über Mitteleuropa ausdehnen konnten. Es erscheint vielmehr als Hypothese denkbar, dass diese Vertreter einer „Heidefauna“ eher Arten sandiger oder (an)moorigen Standorte und Habitate initialer Sukzessionsstadien nährstoffarmer Substrate (Sand, Torf, Kies, Fels) sind, und dass die *Calluna*-Heiden nur ein künstlicherweise flächenhaft ausgeprägtes, durch Pflegemaßnahmen in einem (mehr oder weniger) stabilen Zustand gehaltenes Abbild der ursprünglich dynamischen Habitate darstellen.

Eine Gemeinsamkeit des CPI mit Sand-(Flechten)heiden zeigt sich in Arten wie *Notiophilus germinyi*, der auch als charakteristische Art von Sandheiden beschrieben worden ist (vgl. Anlage 5). Da solche Heiden wie auch die (halb)natürlichen Kiefernwälder auf Sandstandorten in Bayern wohl weitestgehend Ersatzgesellschaften oder Teile dynamischer Komplexlebensräume mit vielen zeitlichen und räumlichen Übergängen darstellen, ist die Frage zumindest hier nicht zu beantworten, welches ihre ursprünglichen Lebensräume sind. Bei manchen dieser Arten, wie z.B. *O. rotundatus*, steht die Vermutung im Raum, dass es gerade diese (zeitlichen wie räumlichen) Übergänge sind, die als Lebensraum genutzt werden können. Zumindest für die hier als Charakterarten der Flechten-Kiefernwälder identifizierten Arten zeigen die Daten, dass Waldstandorte keineswegs per se gemieden werden.

So erscheint es zumindest möglich, dass das „Heide“-Element der bayerischen Fauna (dem einige Heide-Arten nördlicherer Teile Deutschlands offenbar bereits natürlicherweise fehlen) vollständig auch ohne die Annahme einer Existenz ursprünglicher Sand-Heiden vorgekommen sein kann, da diese Arten alle sowohl in verheideten Mooren als auch in lichten Wäldern oder Pionierphasen von Wäldern auftreten können (vgl. Tab. 3.75.).

Tab. 3.75.: Ausgewählte, hochspezialisierte Charakterarten der *Calluna*-Heiden laut Literatur und mögliche ursprüngliche Lebensräume in Mooren und im Wald (Quellen vgl. Text der Anl. 5)

Art	Vorkommen in verheideten Mooren	Vorkommen auch in (sehr) lichten Wäldern, Waldlichtungen, Pionierphasen des Waldes zumindest historisch
<i>Carabus nitens</i>	X	X
<i>Bembidion nigricorne</i>	X	X
<i>Amara infima</i>	X	X
<i>Bradycellus collaris</i>	X	X

Es wäre daher plausibel, dass das Kulturhabitat Heide (das aber in atlantischen Küstenstreifen auch zumindest halbnatürlich auftritt) ein Ersatzhabitat für Lichtungen und frühe Sukzessionsphasen in trockenen Sand-Kiefernwäldern und trockene Stillstandsphasen von Hochmooren ist.

Waldbrände und andere Sukzessionsphasen

Es ist vollstellbar, dass Brand-initiierte, humusarme Habitate armer Sandstandorte der Ursprungslebensraum vieler Arten sind, die heute als Heide-Arten verstanden werden (Flade 1995). Diese Lebensräume entwickeln sich, je nach Wiederkehr der Brandereignisse, vielfach zunächst weiter zu nährstoffarmen, lichten Waldtypen, in denen die Waldkiefer (und die Sandbirke) eine große Rolle spielt. Für manche der Arten wie *Olisthopus rotundatus*, *Syntomus foveatus* und *Harpalus solitaris* stellt sich dabei die Frage, warum diese Arten in den untersuchten, alten und sehr lichten Flechten-Kiefernwäldern nicht nachgewiesen werden konnten. Ein Teil davon, wie *O. rotundatus*, bevorzugt möglicherweise (zumindest im Wald-Kontext) den Sukzessionsaspekt junger Kiefernwälder. Hieraus ergibt sich ein

„**Sukzessionsparadox**“: der Lebensraum wird zunächst durch lichte Gehölzsukzession überhaupt erst (besonders) geeignet (d.h. geeigneter als ein ganz offener Sand-Lebensraum). Andererseits wird er durch Fortschreiten der Sukzession hin zum geschlossenen Wald mit geschlossener Nadelstreuschicht für die fraglichen Arten wohl vollständig als Habitat ungeeignet (s.o., z.B. Karafiat 1970). Diese Arten benötigen demnach, wenn die genannten Annahmen zutreffen, ein Mosaik aus verschiedenen Sukzessionsstadien und können in einer statischen Landschaft allenfalls dann erhalten werden, wenn es gelingt, auf der Habitatfläche durch Pflegeeingriffe die Habitatbedingungen auf einem „status quo“ zu halten.

Mit ***Pterostichus quadrifoveolatus*** teilt eine Art Waldbrände und Sand-Kiefernwald als Habitat. Auch diese Art ist aus Teilen Deutschlands als „Heideart“ beschrieben worden (z.B. Gebert 1994). Manche Arten sind ganz offenbar ausschließlich strukturell an Sukzessionsstadien „gebunden“ (sh. voriger Abschnitt) und profitieren von den durch das Feuer geschaffenen Initialbedingungen der Vegetationsentwicklung und einer reduzierten Streu-Auflage, sind anders als *P. quadrifoveolatus* aber weder pyrobiont noch pyrophil im eigentlich Sinne. Die von Whitehouse (1997) postulierte Beziehung von Kiefernwäldern zu Feuer ähnelt möglicherweise der Situation bei den Eichen-Hainbuchenwäldern, indem die Arten nicht an den eigentlichen Prozess, aber an das in der Natur dadurch entstehende Produkt gebunden sind. Die Bindung an den Prozess (bei den Eichenwäldern Hute- oder Stockausschlagwirtschaft) ist also sekundärer Natur.

Mit ***Amara nigricornis*** als eine boreomontan - boreoalpin verbreiteter Art (vgl. Abschnitt Fichtenwald) verfügen sogar Hochlagen-Fichtenwald-Ökosysteme über eine Art, die mit Regelmäßigkeit auch auf Brandflächen nachgewiesen wird (Lundberg 1984, Lindroth 1986, Paill 2001, Muona & Rutanan 1994). Muona & Rutanan (1994) bezeichnen *A. nigricornis* für Waldbrände borealer Wälder in Finnland als „Brandspezialisten“, doch handelt es sich sicher nur um eine „strukturell pyrophile“ Art, da die Art auch aus stabilen Habitaten außerhalb des Brand-Kontextes nachgewiesen wurde.

Andererseits kommen auf Brandflächen gerade auch Arten vor, die als Kulturfolger gelten, wie *Harpalus rufipes*, und die nicht psammophil oder xerophil sind. Dies erklärt sich vermutlich durch die düngende und alkalische Wirkung der Asche und die vielfach sogar verbesserte Wasserversorgung, die auf diesen Flächen auch besonders günstige Wuchsbedingungen für Pflanzen bedingen (Buck 1979). **Moorbrände** (eig. Daten aus dem Großen Filz, vgl. z.B. auch Raskin & Raskin 1999) wirken sich möglicherweise aus diesem Grund meist eher auf nicht-moortypische Arten begünstigend aus.

Alle streng psammophilen und pyrophilen Arten können als „charakteristische Arten sandiger Habitatkomplexe mit Habitattradition“ aufgefasst werden, und sind insofern in Flechten-Kiefernwäldern selbst bei nur sporadischem Auftreten keine biotopfremden Arten. Das schließt auch alle Arten der Sandheiden ein.

Kalkmagerrasen und Wacholderheiden

Auch mit Kalkmagerrasen und Wacholderheiden bestehen Gemeinsamkeiten auf Seiten der Schneeheide-Kiefernwälder, und Kiefernwälder überhaupt. Einige stenöke Arten wie *Cicindela campestris* (Paill 2003, Kopf 2008) und *Cymindis humeralis* (vgl. Brehm 2004) sind Kalkmagerrasen (z.B. Bornholdt 1991, Lennartz 2002) und Wacholderheiden (Baehr 1984a, Baehr 1987, Rausch 1996) und (wohl v.a. dem lichten) Schneeheide-Kiefernwald gemeinsam. Hölzel (1995) vermutet aufgrund von Befunden der Vegetation bei den Schneeheide-Kiefernwäldern, dass auch bei der Fauna seltene und spezialisierte Arten weitgehend auf eingestreute Lichtungen und frühe Sukzessionsphasen beschränkt sind, doch gilt dies für die Laufkäfer-Art mit der stärksten Affinität zu diesem Waldtyp, *Amara pulpani*, in Bayern offenbar nicht (vgl. auch Müller-Kroehling 2014). Mit *Notiophilus germinyi* kommt eine Art sowohl in Sand-Kiefernwäldern, Brandflächen (vgl. Handke 1997a) als auch

Kalkmager- und -trockenrasen (so z.B. in den Haiden der Münchner Schotterebene) vor. *Carabus convexus* ist eine Art, die sowohl in Kiefernwäldern als auch auf Kalkmagerrasen und in Wacholderheiden auftreten kann.

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Die Waldkiefer dominierte die mitteleuropäische Vegetation in der frühen Nacheiszeit (Küster 1996) und bildete zweifelsohne sehr lichte, vielfach halboffene Wälder, in denen es auch regelmäßig zu Insektenkalamitäten oder Naturereignissen wie Waldbrand kam. Diese Baumart, wie auch von ihr dominierte Wälder, weisen eine stark nordische Verbreitung auf. Kiefernwälder sind aus diesem Grund Heimat einiger nordischer Arten, darunter auch einige Arten, die in Mitteleuropa als Kaltzeitrelikte aufzufassen sind, wie *Cymindis vaporariorum*. Charakterarten und charakteristische Arten naturnaher Kiefernwälder rekrutieren sich daher aus Arten, die auch in Nordeuropa im selben Habitat verbreitet sind (*Cicindela sylvatica*, *Notiophilus germinyi*) und eine eher nordeuropäische Verbreitung aufweisen, sowie aus an Brände gebundenen Arten (*Pterostichus quadriveolatus*). Zwar treten Bußler (2013) zufolge in Kiefernwäldern auch Warmzeitrelikte auf, doch finden sich hierfür unter den Laufkäfern wohl keine Vertreter, zumindest nicht solcher Arten, die einen starken Bezug zu Kiefernwald-Ökosystemen aufweisen.

In den Kiefernwaldgebieten **Südeuropas** (vgl. z.B. Boscolo et al. 2013, sowie in der Anlage 5) kommen zum Teil Arten zumindest regelmäßig, und z.T. auch bevorzugt, in Gehölz- und auch Waldhabitaten vor, die in Mitteleuropa als „Offenland-Arten“ aufgefasst werden, in vorliegender Untersuchung aber z.T. im Wald gefunden wurden, wie verschiedene Vertreter der Gattung *Harpalus* und *Calathus*.

3.6.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Die Kiefern-HT wie auch die relevanten FFH-LRT weisen in Bayern nur sehr geringe Flächen auf, der Flächenrückgang der überwiegend durch Streunutzung und andere devastierende Nutzungsformen entstandenen Flächen in den letzten 50 Jahren ist sehr erheblich. Relativ viele der Arten dieses Habitattyps bzw. -komplexes wie *Notiophilus germinyi* sind gefährdet (Kat. 3), manche wie *Cicindela sylvatica* und *Olisthopus rotundatus* sogar stark gefährdet (Kat. 2).

Zwar ist keine Art aus der Liste der Arten besonderer Schutzverantwortung (Müller-Motzfeld et al. 2004) an diese Habitattypengruppe gebunden oder präferiert sie, was angesichts der geringen Verbreitung natürlicher Kiefernwälder in Mitteleuropa und ihrer Gesamtverbreitung auch plausibel ist (Müller-Kroehling 2013a). Allerdings wäre für *Amara pulpani* als Art der Schneeheide-Kiefernwälder und *Pterostichus quadriveolatus* als Art der Brandhabitats eine Einstufung als Art besonderer Schutzverantwortung wohl gerechtfertigt oder zumindest zu prüfen (Müller-Kroehling 2013a). Manche der Arten der Kiefernwälder sind **reliktär** verbreitet, was bei den Pflanzenarten auch für „Karbonat-Kiefernwälder der Mittelgebirge“ (Heinken 2008) gilt, und möglicherweise auch für manche Laufkäfer-Arten wie *Cymindis humeralis* zutrifft. Für die Laufkäfer gilt dies zumindest für die Sand-Kiefernwälder, wie das Vorkommen von *Cymindis vaporariorum* im NWR „Grenzweg“ des Nürnberger Reichswaldes zeigt.

Die „Fränkische Sandachse“ (Niedling 2004) und die großen Lockersand-Dünengebiete von Donau und Main, v.a. aber auch die sandigen militärischen Übungsplätze (Grafenwöhr, Siegenburg, Bodenwöhr u.a.) sind wichtige Erhaltungsräume der Artenvielfalt dieses Lebensraumes in Bayern. Die besondere Bedeutung **militärischer Übungsplätze** (Mossakowski et al. 1994, Hannig & Raupach 2009, Müller-Kroehling et al. 2014b) für den Erhalt der Arten dieses Lebensraumes ergibt sich aus den dort vorherrschenden, armen Sandstandorten, Nährstoffarmut ohne Düngung, und der hier regelmäßig neu ablaufenden

Sukzession von Initialstadien über *Calluna*-Heide-Stadien, einschließlich solcher speziell nach Brand.

Mahd und Beweidung stellen für viele, aber nicht alle der stenöken Heidebewohner eine geeignete Habitat-erhaltende Pflege dar (Melber et al. 2001), gezielte Pflege durch Brand (den Boer & van Dijk 1994) steht dem aber nicht nach. Ähnlich ist es möglicherweise mit den früher als „Heidewald“ (vgl. Gersdorf 1937) bezeichneten, krüppelwüchsigen Kiefernwald-Typen wie dem CPI. Auch das mechanische Entfernen der Streuschicht ist als Pflegemaßnahme geeignet (ÖAW 2000, Bußler 2013), aber teuer.

Die einbezogenen Flächen der durch Pflege wiedergeschaffenen Habitattypen CPP und DPP erlauben im Sinne einer „Erfolgskontrolle“ die Betrachtung der Frage, ob die Maßnahmen der Beseitigung der Streu (DPI -> CPP) und die **Primärsukzession von Kiefer** auf offenem Lockersand (DPP) geeignet sind, die charakteristischen Arten zu fördern. Dies kann tendenziell bejaht werden (auch wenn die wenigen Datensätze aus diesen Habitaten noch keine abgesicherte Auswertung zulassen). Solange die Arten im Gebiet noch vorkommen, sind sie offenbar in der Lage, die mechanisch ihrer Streuschicht und des Auflagehumus beraubten Flächen als wiederhergestellte Habitate zu nutzen.

3.7. Auwälder

3.7.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.

Auwälder sind durch fließendes Wasser geprägte Lebensräume. Regelmäßige Überflutungen oder Druckwasser, d.h. stark ansteigendes Grundwasser, sowie die Ablagerung unterschiedlich gekörnter Rohbodensubstrate durch Hochwässer und entsprechend junge Böden sind prägende Faktoren dieser Habitatgruppe.

Feuchtwälder an wenig oder gar nicht ziehendem Wasser werden z.T. als Sumpfwälder bezeichnet, wobei der Begriff z.T. auch für manche Auwald-Typen verwendet wird (z.B. Walentowski et al. 2004). Hier werden sie zu den Auwäldern gezählt, da die Übergänge zwischen Au- und Sumpfwäldern fließend sind und ein einheitliches Verständnis der „Sumpfwälder“ fehlt.

Vegetationskundlich werden (mindestens) zwei Verbände der Auwälder unterschieden, das Salicion und das Alnion, sowie eine Anzahl von Assoziationen.

Die **Weichholzaue** (Abb. 3.40.) als Bestandteil der **Wildflussaue** der Stromauen des Tieflandes wird in besonderem Maße von Dynamik geprägt. Wald- und Gebüschgesellschaften wechseln räumlich und zeitlich mit offenen Bereichen. Die Wald- und Gebüschgesellschaften der intakten Weichholzaue sind überwiegend durch Pflanzenarten offener Habitats charakterisiert und gerade die besonders natürlichen Bereiche als Lebensraummosaik verstehen. Heute sind sie oft als schmale längszonale Bänder unmittelbar entlang der oft eingetieften und wasserbaulich regulierten Fließgewässer ausgeprägt. Der ebenfalls in der Talaue von Flüssen und Strömen gelegene **Hartholzauwald** ist durch seltenere und kürzer andauernde Überflutungen gekennzeichnet als der Weichholzauwald, und stellt daher den weniger extremen Lebensraum dar. Als solcher war er einer mit seinen nährstoffreichen, tiefgründigeren Böden einer landwirtschaftlichen Nutzung wesentlich leichter zuzuführen als der Weichholzauwald und daher heute noch wesentlich seltener als der Weichholzauwald.

Bachauwälder sind die an kleineren Fließgewässern der Ober- und Mittelläufe ausgeprägten Auwälder und stocken mit unterschiedlichen Baumartenmischungen auf verschiedenen Standorten, die u.a. von Basengehalt, Körnung, Talform und hydrologischem Regime abhängen und zahlreiche Übergänge aufweisen. Entsprechend vielfältig sind die möglichen vegetationskundlichen Untereinheiten auf Assoziationsebene.

Die wichtigsten hier unterschiedenen Bachauwälder sind von Eschen- und von Schwarzerlen geprägte Auwälder. Eschenwälder auf basenreichen Standorten treten in Form des Schachtelhalm-Eschen-Waldes (EF) auf quelligen, stark kalkhaltigen, oft versinternden Unterhang-Standorten auf, während der Winkelseggen-Eschenwald (CRF) Gleystandorte kleiner basenreicher Bachläufe kennzeichnet. Das Pruno-Fraxinetum (PRF), von Walentowski et al. (2004) als „Sumpfwald“ bezeichnet, in dem die Esche u.a. mit der Gemeinen Traubenkirsche (häufig aber auch der Schwarzerle) gemischt auftritt, ist eine Waldgesellschaft humoser, gut nährstoffversorgter Standorte mit langsamem Wasserdurchfluss und zeitweise hohem Grundwasserstand (Schubert et al. 2001). Das Stellario-Alnetum (STA), zu dem es Übergänge gibt (Sautter 2003), kommt hingegen v.a. an schneller fließenden Bächen submontaner bis montaner Lage vor, nach Walentowski et al. (2004) in Silikatgebirgen, nach Schubert et al. (2001) „auf sehr mineralkräftigen Schotterböden“, wo es „oft nur wenige Meter breite Galeriewälder“ bildet. Die Abgrenzung erfolgt also über Standortmerkmale, Baumartenkombination, Zeigerarten und Höhenstufen und weist je nach Geologie und Hydrologie des Gebietes zahlreiche Übergangsformen auf. Selbst im Einordnungsschlüssel nach §30 BNatschG (vormals 13d BayNatschG) werden manche Einheiten (wie die Assoziationen Pruno-Fraxinetum, Stellario-Alnetum und Alnetum incanae) nicht getrennt.

Obwohl die wichtigsten in Bayern vorkommenden Auwald-Typen auch auf Habitattypen-Ebene behandelt werden, so standen doch in der vorliegenden Arbeit die Auwälder mehr als Gruppe im Vordergrund. Eine ausführliche Bearbeitung der einzelnen Auwald-Typen bzw. Assoziationen müsste ggfs. späteren Bearbeitungen vorbehalten bleiben.

Auen sind ein hochgradig dynamischer Lebensraum, und weisen aufgrund ihrer linearen Ausprägung entlang der Fließgewässer neben einer höhenbedingten Zonierung eine ausgeprägte Längszonierung auf (Bonn & Kleinwächter 1999). Die Dynamik intakter Flussauen bedingt, dass die Teillebensräume häufig innig verwoben sind, und dabei einer hohen Fluktuation unterliegen. Die Verdriftung von Arten mit dem Wasser, v.a. aber mit Genist und unter Rinde bzw. in Holzspalten (Boness 1975, Rödel & Kaupp 1994, Gerken et al. 1998, Weigmann & Wohlgemuth-von Reiche 1999), und dies selbst bei Großlaufkäfern (Nüssler & Grämer 1966), kann bewirken, dass Arten innerhalb des Flusssystemes große Distanzen zurücklegen können, und manchen Arten möglicherweise auch die Eigenschaft vergleichbar Alpenschwemmlingen zukommt (Boness 1975, Gerken et al. 1998). Anpassungen an die Lebensbedingungen in Auen sind neben einer Fähigkeit, längere Überstauung zu überdauern (Palmen 1948, Blumenthal 1981, Siepe 1994) und Schwimmfähigkeit (Siepe 1994), v.a. die Möglichkeit, dem Hochwasser durch Klettern am Stamm oder Flug zu entkommen, sei es als direkte Reaktion auf das Wasser, oder als saisonale Ausweichbewegungen in den Hochwasser-gefährdeten Jahreszeiten (Andersen 1968, Weigmann & Wohlgemuth-von Reiche 1999), oder auch gezielte Besiedelungsflüge unmittelbar nach dem Hochwasser (Zulka 1994b), so dass der Raumbezug einer Art zum Lebensraum Aue und speziell zum Auwald in verschiedener Hinsicht komplexer Natur sein kann.



Abb. 3.40.: Überfluteter Weichholzauwald der Isaraue

Schlüsselfaktoren: regelmäßige Überflutung oder Überstauung durch bewegtes, nicht stagnierendes Wasser; Nährstoffreichtum; ständige Neuentstehung von Rohboden; Dynamik des Lebensraumes

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind Auwälder in allen Teilen Europas zu finden (Bohn et al. 2003). Die großen Stromtäler vernetzen die Regionen. Wasserscheiden zwischen den Flussgebieten sind oftmals auch Arealgrenzen von Arten.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Feuchtwälder sind wie dargestellt komplexe Lebensräume mit zahlreichen Übergängen zwischen den kategorisierten Lebensräumen. Selbst die namensgebenden Baumarten der Feuchtwald-Waldgesellschaften sind häufig nicht auf diese Waldgesellschaften oder auch nur auf Auwälder insgesamt beschränkt. So kann etwa die Schwarzerle sowohl im Schwarzerlen-Bruchwald (CEA) als auch im Sternmieren-Schwarzerlen-Auwald (STA) dominant auftreten. Harte Trennlinien zwischen der großen Zahl von Feuchtwald-Lebensräumen existieren in der Natur praktisch nicht. Übergänge gibt es sowohl innerhalb der großen Gruppe der Auwälder (im weiteren Sinne) mit den beiden vegetationskundlichen Verbänden Alnion und Salicion, als auch zu den Bruchwäldern, also Wäldern auf Niedermoorstandorten, die wiederum als Wald auf organischem Standort ein

Verbindungsglied zu den Moorwäldern darstellen und im folgenden Kapitel behandelt werden. Niedermoore wiederum weisen über Anmoorgleye fließende Übergänge zu mineralischen Feuchtwiesen auf.

Neben den Bruchwäldern bestehen für manche Auwälder auch zu den feuchten Schluchtwäldern (des Fraxino-Aceretum und Adoxo-Aceretum) Übergänge. Das gilt ferner für die Eichen-Hainbuchenwälder, die heute vegetationskundlich mehrheitlich als Eschen-Hainbuchenwälder verstanden werden (sh. im Kapitel Eichenwald).

Weitere Übergänge bestehen zu den natürlicherweise offenen und halboffenen, mit Pionier-Gebüsch bestandenen Standorten der Wildflussaue, die vielfach natürliche Durchdringungen von Offenland und Gehölzbiotopen aufweisen. Manche der Gebüschbiotope wurden als eigener FFH-Lebensraumtyp ausgeschieden, so die Lavendelweiden-Gebüsche. Erhöht im Gelände liegende, trockene Rohbodenstandorte der Wildflussaue stellen als **Brennen** natürliche Trockenrasen dar, die als Halbtrockenrasen oftmals zoo-anthropogenen Ursprungs sind, und sich ohne gezielte Pflege meist in Dornstrauch-reiche **Trockengebüsche** entwickeln.

Unter manchen Bedingungen, so im Bergland, sind die Fließgewässer zum Teil so klein und schmal, oder aber auch reißend, oder nur periodisch wasserführend, dass die Bachläufe ohne Ausbildung eines echten Auwaldes in den „Landwald“ eingebettet liegen, oder lediglich einen schmalen **Galeriewald** aufweisen. Dieser gehört zwar ausdrücklich zum prioritären FFH-Lebensraumtyp *91E0, ist aber als Habitat nicht ohne einen extrem ausgeprägten Randeffect betrachtbar.

Da Auen neben dem Wasser durch die regelmäßige Entstehung von Rohboden geprägt sind, weisen sie eine Gemeinsamkeit mit **Äckern** als Ersatzhabitaten auf (Tischler 1958, Kirchner 1960). Auf diesen sorgt der Umbruch dafür, dass (lehmige) Rohboden-Bedingungen ständig neu geschaffen werden. Ein weiterer, sehr bedeutsamer Ersatzlebensraum der Flussaue sind **Abbaustellen**, wie insbesondere Kiesgruben (Plachter 1983, Plachter 1986a, Plachter 1986b).

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

Die Habitattypen und -gruppen-Bildung im Kontext der Au- sowie auch der Bruchwälder zeigt Abbildung 3.41. In Tabelle 3.76 sind die relevanten Aggregate vollständig aufgeführt, die in den verschiedenen Tabellen und Tests Verwendung fanden.

Im Mittelpunkt stehen die Gruppen der Weichholz- und Hartholzauwälder des Salicion (SAN), die zusammen mit den offenen Wildflussaue-Habitaten die Gruppe der Wildflussaue-Standorte (WHI) ergeben. Daneben sind die wichtigsten dem Alnion zugehörigen Habitattypen aufgeführt, hier der Einfachheit halber etwas zusammengefasst. Zusammen bilden sie das Konvolut der Auwälder (AW). Gemeinsam mit den in dieser Übersicht ebenfalls aufgeführten Bruchwäldern, die in einem eigenen Kapitel behandelt werden, bilden sie das Konvolut AB. Gemeinsam mit den Eichen-Hainbuchenwäldern aggregieren sie sich zu FEUES.

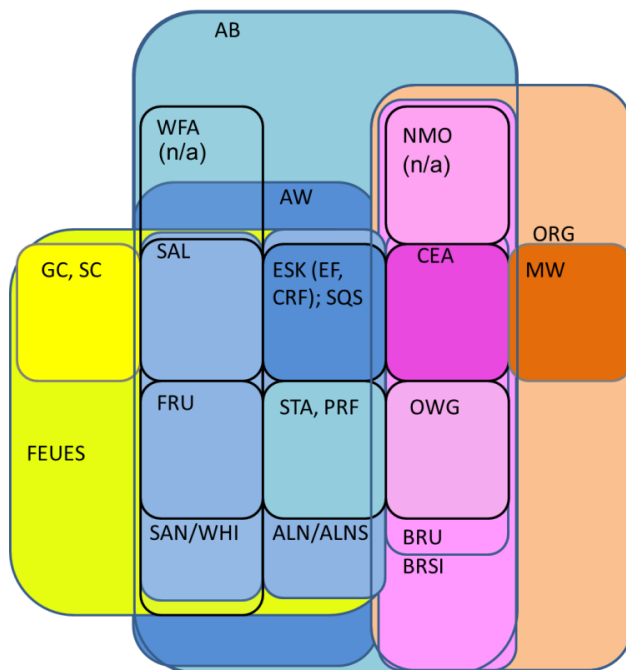


Abb. 3.41.: Zusammenhang/Typisierung der Au- und Bruchwälder und der von ihnen gebildeten Konvolute (schematisch, vereinfacht; Abkürzungen sh. Tabelle 3.76. und Anlage 1); Eichenwälder und Moorwälder werden hier nur als „Anschlusshabitats“ dargestellt.

Tab. 3.76.: Auwälder, Kontakthabitats und von ihnen mit gebildete Konvolute, sowie allgemeine Obergruppen mit Bezug zu Feucht-Habitats

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
FH	Feuchthabitats	FH=1
MIN	Mineralische Standorte	ORG=0
AB	Au- und Bruchwald	HTB3=4
AU	Auenstandorte (incl. offener), ohne Bruchwald	HTS1=11-15
AW	Auwald (ohne offene/unbewaldete Aue)	HTB2=6
FEUES	(min.) Au-/Sumpf- (ohne Bruch-) und nat. Eichenstandorte	HTS2=7
WFA	Wildflussaue, incl. offener Kiesbänke usw.	HTB1=13+15, HTS1=11+12
WHI	Weichholzauenstandorte intakt	HTS1=12
SAN	Stromauwe (Weich- + Hartholzauwe), d.h. Verband Salicion	HTB1=13
WHA	Weichholzauwe incl. Alnetum incanae und incl. (halb)offener Habitats	HTB1=13+14+15
SAL	Weichholzauwald	HT=311 (ff)
SALG	SAL + Weichholzauen-Weidengebüsch (SAG)	HT=311+312
FRU	Hartholzauwald	HT=320
ALN	Alnion	HTB1=14
ALNS	Bach-Auwald (Alnion)-Standorte (ohne EF, Quellfluren)	HTS1=13
SQS	Sumpfwald- und Quellstandorte	HTS1=14
PRF	Pruno-Fraxinetum	HT=351
CRF	Carici remotae-Fraxinetum	HT=352
EF	Equiseto-Fraxinetum	HT=353
ESK	Eschensumpf- und auwälder auf kalkreichen Standorten (EF+CRF)	HT352+353
STA	Stellario-Alnetum	HT=355

3.7.2. Datengrundlage

Die Datengrundlage ist in Tabellen 3.77. bis 3.79. nach Habitattypen(gruppen) und Regionen aufgeschlüsselt.

Tab. 3.77.: Nach Habitattypengruppen

HTG	Stromauw. (SAN)	Bachauw. (ALNS)	Sumpf/ Quellwälder	Veränd. Feuchtwälder	Sa.
Anz.	19	33	12	10	74

Tab. 3.78.: Nach Habitattypen

SAL	SAG	AIN	SAD	FRU	STA	WB	EBC	PRF	CRF	EF	QSS	HYP	AUS	REA	STF	SFR	Sa.
10	2	2	3	2	15	1	1	9	7	10	2	1	2	1	4	2	74

Bachauwälder sind stärker vertreten als die Auwälder der Stromauen. Manche sehr seltenen Typen wie der Hartholzauwald oder der Grauerlen-Auwald sind nur sehr schwach repräsentiert und lassen eigene Auswertungen nicht zu.

Die Wildflussauen als dynamischer Komplexlebensraum entziehen sich stärker als andere Lebensräume der klassischen Walddefinition und -abgrenzung und auch einer Beprobung, zumal unter Vermeidung von Randeffekten. Da Vergleichsdaten aus offenen Wildflussauen (Kies- und Sandbänke usw.) aus Erhebungen mit Bodenfallen in der Datenbank weitgehend fehlen, müssen jene Arten, die hier einen Schwerpunkt ihres Vorkommens haben, nach der Literatur (u.a. Plachter 1986a, Metzner 2004) ermittelt und entsprechend in der Anlage 5 behandelt werden. Dies bedeutet, jene Arten zu identifizieren, die bevorzugt in offenen Wildflusshabitaten auftreten, und in gehölzbestandene nur „eindringen“. Gleiches gilt für jene Arten, die einen Ersatzlebensraum auch in anthropogenen Ersatzlebensräumen haben, die den Auenhabitaten in mancher Weise ähneln können, wie Ruderalstandorte und auch Äcker, mit ihrem regelmäßig vorhandenen lehmigem Rohboden. Zwar spricht das Vorkommen einer Art auf solchen Ackerstandorten nicht im Grundsatz dagegen, dass es sich gleichzeitig um eine regelmäßig in intakten Auen auftretende Art handeln kann, nur eben nicht um eine Charakterart derselben (vgl. Kap. 4.).

Tab. 3.79.: Datengrundlage, nach Regionen

Reg	N1	N2	N3	O1	O2	O3	S1	S2	S3	Sa.
Anz.	8	8	4	17	1	1	3	16	16	74

Alle Regionen sind vertreten. U.a. konnten Daten aus südbayerischen (Löser 1982, Baehr 1984b, Lorenz 1989, Beutler 2001, Beutler et al. 2003, vom Hofe 1992 u.a.) sowie nordbayerischen Flussauen (Rebhahn 1993, Demuth 1997, Weber 1997 u.a.) einbezogen werden. Der Datenbestand dieser Habitatgruppe besteht v.a. für die Stromauen zu einem Großteil aus Fremddaten. Die dem Alnion zuzuordnenden Feuchtwaldgesellschaften wurden häufiger auch im Rahmen der eigenen Naturwald(reservats)forschung aufgenommen. Offene Standorte der Stromauen sind praktisch nicht bzw. nur über halboffene Varianten vertreten, was bei der Interpretation der Testergebnisse zu berücksichtigen ist (s.o.).

3.7.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.7.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

In Tabellen 3.80. bis 3.84 sind die Arten höherer Stetigkeit ($\geq 30\%$) in den wichtigsten hier unterschiedenen Auwald-Typen und Aggregaten aufgeführt. Begonnen wird mit den Arten hoher Stetigkeit im Konvolut aller Auwälder (AW) in Tabelle 3.80.

Tab. 3.80.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in Au- und Sumpfwäldern insgesamt (in %)

Art	Areal-restr.	AW
N		97
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		69
<i>Limodromus assimilis</i>		66
<i>Abax parallelepipedus</i>		65
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		58
<i>Carabus granulatus</i>		51
<i>Patrobus atrorufus</i>		51
<i>Loricera pilicornis</i>		49
<i>Pterostichus strenuus</i>		49
<i>Pterostichus niger</i>		49

<i>Nebria brevicollis</i>		41
<i>Agonum fuliginosum</i>		39
<i>Carabus nemoralis</i>		39
<i>Abax parallelus</i>		37
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		36
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM		36
<i>Pterostichus melanarius</i>		33
<i>Carabus coriaceus</i>		32

In Tabelle 3.81. werden die stetigen Arten der beiden von Eschen dominierten, zum Alnion gehörenden Habitattypen (EF und CRF) aufgeführt. Diesen ist gemeinsam, dass sie meist auf Kalk oder doch auf basenreichen Standorten auftreten. Auch das Aggregat beider Typen, d.h. der Eschenwälder auf Kalk (ESK), ist mit aufgeführt.

Tab. 3.81.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in kalkreichen Eschen-Au- und Sumpfwäldern (ESK) sowie getrennt in den zugehörigen HT Schachtelhalm-Eschenwald (EF) und Winkelseggen-Eschenwald (CRF), alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in mindestens einer der Einheiten; sortiert nach absteigender Stetigkeit im EF

Art	Areal-restr.	EF	CRF	ESK
N		10	7	17
<i>Carabus variolosus</i>	X	71	0	63
<i>Bembidion deletum</i>		30	29	29
<i>Platynus scrobiculatus</i>	X	50	0	50
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>	X	43	0	43
<i>Limodromus assimilis</i>		100	71	88
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)		60	0	35
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		80	71	76
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		20	57	35
<i>Patrobus atrorufus</i>		60	14	41
<i>Elaphrus cupreus</i>		30	0	18
<i>Abax parallelepipedus</i>		90	100	94
<i>Carabus coriaceus</i>		90	29	65
<i>Carabus nemoralis</i>		80	57	71
<i>Pterostichus burmeisteri</i>		80	14	53
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		70	29	53
<i>Loricera pilicornis</i>		60	29	47
<i>Carabus hortensis</i>		60	14	41
<i>Abax ovalis</i>		60	14	41
<i>Abax parallelus</i>		50	57	53
<i>Pterostichus melanarius</i>		50	57	53
<i>Nebria brevicollis</i>		50	29	41
<i>Pterostichus strenuus</i>		50	14	35
<i>Molops piceus</i> _SUM		40	57	47
<i>Molops piceus</i> (s.str.)		40	57	47
<i>Carabus granulatus</i>		40	29	35
<i>Pterostichus niger</i>		30	43	35
<i>Carabus auronitens</i>		30	29	29
<i>Trichotichnus laevicollis</i>		30	29	29
<i>Notiophilus biguttatus</i>		30	14	24
<i>Molops elatus</i>		30	14	24
<i>Epaphius secalis</i>		30	0	18
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM		30	0	18
<i>Amara communis</i> (agg.)		30	0	18
<i>Trechus quadristriatus</i>		30	0	18

Die Stetigkeitstabelle der Pruno-Fraxinetum (PRF) findet sich in Tabelle 3.82.

Tab. 3.82.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit im PRF (in %)

Art	Areal-restr.	PRF
N		9
<i>Limodromus assimilis</i>		89
<i>Abax parallelepipedus</i>		89
<i>Abax parallelus</i>		89
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		78
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		78
<i>Loricera pilicornis</i>		67
<i>Patrobus atrorufus</i>		67
<i>Nebria brevicollis</i>		67
<i>Pterostichus melanarius</i>		56
<i>Carabus nemoralis</i>		56

<i>Pterostichus burmeisteri</i>		56
<i>Notiophilus biguttatus</i>		56
<i>Abax ovalis</i>		56
<i>Elaphrus cupreus</i>		44
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)		44
<i>Pterostichus strenuus</i>		44
<i>Pterostichus niger</i>		44
<i>Carabus coriaceus</i>		44
<i>Pterostichus anthracinus</i>		44
<i>Cychrus attenuatus</i>		44
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>	X	43
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		33
<i>Carabus granulatus</i>		33
<i>Trechus pilisensis</i>		33

Auch das Stellario-Alnetum gehört zum Bachauwald des Alnion, und ist in Tabelle 3.83. zusammen mit den Stetigkeitswerten für das Alnion aufgeführt.

Tab. 3.83.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) im HT des STA und des Alnion allgemein, alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit im HT oder im Aggregat, sortiert nach absteigender Stetigkeit im STA

Art	Areal-restr.	STA	ALN
N		15	32
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		93	84
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		80	59
<i>Pterostichus strenuus</i>		80	53
<i>Limodromus assimilis</i>		80	78
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		80	69
<i>Agonum fuliginosum</i>		73	47
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		73	38
<i>Loricera pilicornis</i>		67	59
<i>Pterostichus niger</i>		67	53
<i>Carabus granulatus</i>		60	44
<i>Abax parallelepipedus</i>		60	75
<i>Patrobus atrorufus</i>		53	50
<i>Elaphrus cupreus</i>		53	38
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM		40	25
<i>Agonum emarginatum</i>		40	25
<i>Clivina fossor</i>		40	19
<i>Pterostichus minor</i>		40	28
<i>Bembidion mannerheimii</i>		33	22
<i>Nebria brevicollis</i>		33	41
<i>Abax parallelus</i>		33	53
<i>Dyschirius globosus</i>		33	19
<i>Carabus auronitens</i>		33	31
<i>Trichotichnus laevis</i>		33	25
<i>Pterostichus diligens</i>		33	22

Die stetigen Arten der Flussauen (Salicion, SAN), sowie speziell der Weichholz- (SAL) und Hartholzauen (FRU) werden in Tabelle 3.84. aufgelistet.

Tab. 3.84.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Auwäldern des Salicion, der Weichholzaue sowie der Hartholzaue, alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in einem der Typen/Aggregate, sortiert nach absteigender Stetigkeit im Salicion

	Areal-restr.	SAN	SAL	FRU
N		19	17	2
<i>Limodromus assimilis</i>		79	82	50
<i>Agonum micans</i>		68	71	50
<i>Abax parallelepipedus</i>		68	71	50
<i>Bembidion tetracolum</i>		63	65	50
<i>Nebria brevicollis</i>		63	59	100
<i>Carabus granulatus</i>		63	71	0
<i>Pterostichus melanarius</i>		58	59	50
<i>Carabus nemoralis</i>		53	53	50
<i>Trechus obtusus</i>		47	53	0
<i>Asaphidion flavipes</i> (agg.)_SUM		47	47	50
<i>Pterostichus anthracinus</i>		47	41	100
<i>Pterostichus strenuus</i>		47	47	50
<i>Pterostichus niger</i>		47	53	0
<i>Asaphidion austriacum</i>		42	41	50
<i>Clivina fossor</i>		42	47	0
<i>Agonum muelleri</i>		42	47	0

<i>Patrobus atrorufus</i>		42	41	50
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM		42	41	50
<i>Abax parallelus</i>		42	41	50
<i>Agonum moestum</i> (agg.)		42	41	50
<i>Bembidion biguttatum</i>		37	35	50
<i>Badister lacertosus</i>		37	41	0
<i>Loricera pilicornis</i>		37	41	0
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		37	35	50
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		37	35	50
<i>Bembidion decoratum</i>		32	35	0
<i>Clivina collaris</i>		32	35	0
<i>Elaphrus aureus</i>		32	29	50
<i>Bembidion properans</i>		32	29	50
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		32	29	50
<i>Bembidion lampros</i>		32	24	100
<i>Epaphius secalis</i>		26	24	50
<i>Amara communis</i> (agg.)		26	24	50
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM		26	24	50
<i>Carabus coriaceus</i>		26	24	50
<i>Amara similata</i>		21	18	50
<i>Amara aenea</i>		21	18	50
<i>Abax ovalis</i>		21	18	50
<i>Molops piceus</i> _SUM		16	12	50

Tabellen 3.85. bis 3.89. enthalten die Arten mit höherer Treue für Auwald-Habitattypen und ihrer Konvolute.

Tab. 3.85.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für den Bachauwald des Alnion (in %)

Art	Areal-restr.	TS_ALN	TI_ALN
<i>Bembidion bruxellense</i>		100	100
<i>Bembidion tibiale</i>		67	97
<i>Bembidion guttula</i>		23	70
<i>Agonum emarginatum</i>		20	60
<i>Elaphrus cupreus</i>		35	48
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		33	44
<i>Patrobus atrorufus</i>		24	41
<i>Amara similata</i>		4	40
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM		15	40
<i>Platynus scrobiculatus</i>	X	14	39
<i>Loricera pilicornis</i>		15	34

Die treueren Arten der Bachauwälder (Tab. 3.85.) wurden praktisch vollständig auch in (bestimmten) anderen Habitattypengruppen wie den Bruch- oder Schluchtwäldern, oder anderen Auwald-Typen mit einer Treue $\geq 30\%$ nachgewiesen. Nur für sehr wenige Arten erreicht die Treue für Bachauwälder Werte über 50%, nur in einem Fall ist sie vollständig (100% Treue), und dies bei einer kaum nachgewiesenen Art.

Die treuen Arten basenreicher Eschen-Bachwälder sind in Tabelle 3.86. aufgelistet. Nur eine kleine Zahl von Arten weist speziell für Eschenwälder auf Kalk eine hohe Treue auf.

Tab. 3.86.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für CRF, EF oder basenreiche, quellige Wälder (ESK)

Art	Areal-restr.	TS_CRF	TI_CRF	TS_EF	TI_EF	TS_ESK	TI_ESK
<i>Bembidion tibiale</i>		33	31	0	0	33	31
<i>Bembidion deletum</i>		12	14	18	51	29	65
<i>Pterostichus madidus</i>	X	17	13	17	13	33	25

Die treuen Arten des Pruno-Fraxinetum (PRF) sind in Tabelle 3.87, die des Stellario-Alnetum (STA) in Tabelle 3.88. aufgeführt.

Tab. 3.87.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für das Pruno-Fraxinetum (PRF)

Art	Areal-restr.	TS_PRF	TI_PRF
<i>Agonum emarginatum</i>		5	53
<i>Platynus scrobiculatus</i>	X	14	39
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM		4	35
<i>Asaphidion curtum</i>		33	20

Tab. 3.88.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für das Stellario-Alnetum (STA)

Art	Areal-restr.	TS_STA	TI_STA
<i>Bembidion bruxellense</i>		100	100
<i>Bembidion tibiale</i>		33	66
<i>Amara similata</i>		4	40

Die treuen Arten der Weichholzauwälder einschließlich der Weidengebüsche (SALG), der Wildflusssau einschließlich der offenen Habitats (WHA) und speziell des Salicion (SAN) sind in Tabelle 3.89. aufgelistet.

Tab. 3.89.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für Weichholzaue (Salicion incl. Gebüsch=SALG, incl. Alnetum incanae=WHA) und Stromaue insgesamt (SAN); Hartholzaue (HHA) wg. zu weniger Aufnahmen nicht eigens dargestellt

Art	Areal-restr.	TS_SALG	TI_SALG	TS_WHA	TI_WHA	TS_SAN	TI_SAN
<i>Bembidion decoratum</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion schueppelii</i>	X	100	100	100	100	100	100
<i>Nebria rufescens</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Trechoblemus micros</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion cruciatum bualei</i>	X	100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion dentellum</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Harpalus progrediens</i>	X	100	100	100	100	100	100
<i>Amara schimperi</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion monticola</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion punctulatum</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion incognitum</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Chlaenius vestitus</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Nebria picicornis</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Badister meridionalis</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion obliquum</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Clivina collaris</i>		75	100	75	100	75	100
<i>Lasiotrechus discus</i>		67	99	67	99	67	99
<i>Bembidion tetracolum</i>		56	96	56	96	75	98
<i>Elaphrus aureus</i>		83	95	83	95	100	100
<i>Asaphidion austriacum</i>		78	91	78	91	100	100
<i>Trechus obtusus</i>		29	80	38	83	48	85
<i>Clivina fossor</i>		17	73	17	73	28	85
<i>Asaphidion flavipes (agg.)_SUM</i>		57	73	57	73	71	80
<i>Paranchus albipes</i>		63	72	63	72	75	76
<i>Agonum muelleri</i>		30	70	30	70	30	70
<i>Bembidion illigeri</i>		50	67	50	67	50	67
<i>Badister sodalis</i>		18	62	18	62	29	65
<i>Anchomenus dorsalis</i>		42	58	42	58	42	58
<i>Pterostichus anthracinus</i>		11	57	11	57	19	58
<i>Stenolophus mixtus</i>		17	57	17	57	17	57
<i>Agonum micans</i>		63	55	63	55	81	73
<i>Bembidion properans</i>		36	55	36	55	43	90
<i>Stomis pumicatus</i>		29	53	29	53	36	56
<i>Leistus ferrugineus</i>		22	52	22	52	22	52
<i>Bembidion biguttatum</i>		19	52	19	52	33	64
<i>Badister bullatus</i>		43	50	43	50	43	50
<i>Ophonus rufibarbis</i>		50	50	50	50	50	50
<i>Epaphius secalis</i>		6	47	9	49	11	49
<i>Amara aulica</i>		25	40	25	40	25	40
<i>Badister lacertosus</i>		17	39	17	39	29	44
<i>Bembidion lunulatum</i>		15	39	15	39	15	39
<i>Pterostichus strenuus</i>		8	34	9	35	10	35
<i>Pterostichus melanarius</i>		8	34	10	34	11	35
<i>Omophron limbatum</i>		50	33	50	33	50	33
<i>Dromius quadrimaculatus</i>		33	33	33	33	33	33
<i>Bembidion femoratum</i>		50	32	50	32	50	32
<i>Pterostichus vernalis</i>		13	30	13	30	13	30
<i>Limodromus assimilis</i>		8	29	9	29	12	31
<i>Ophonus laticollis</i>		33	25	33	25	33	25
<i>Asaphidion flavipes</i>		50	20	50	20	50	20
<i>Pterostichus gracilis</i>		33	20	33	20	33	20
<i>Oodes helopioides</i>		33	10	33	10	33	10
<i>Bembidion varium</i>		50	5	50	5	50	5
<i>Agonum moestum (agg.)_SUM</i>		9	25	9	25	15	33

Die Tabelle ist im Gegensatz zur Tabelle des Alnion sehr lang und weist zudem eine größere Zahl von Arten maximaler Treue auf.

3.7.3.2. Ordination mittels DCA

In Abbildung 3.42. ist der von den Auwäldern eingenommene Bereich blau hervorgehoben.

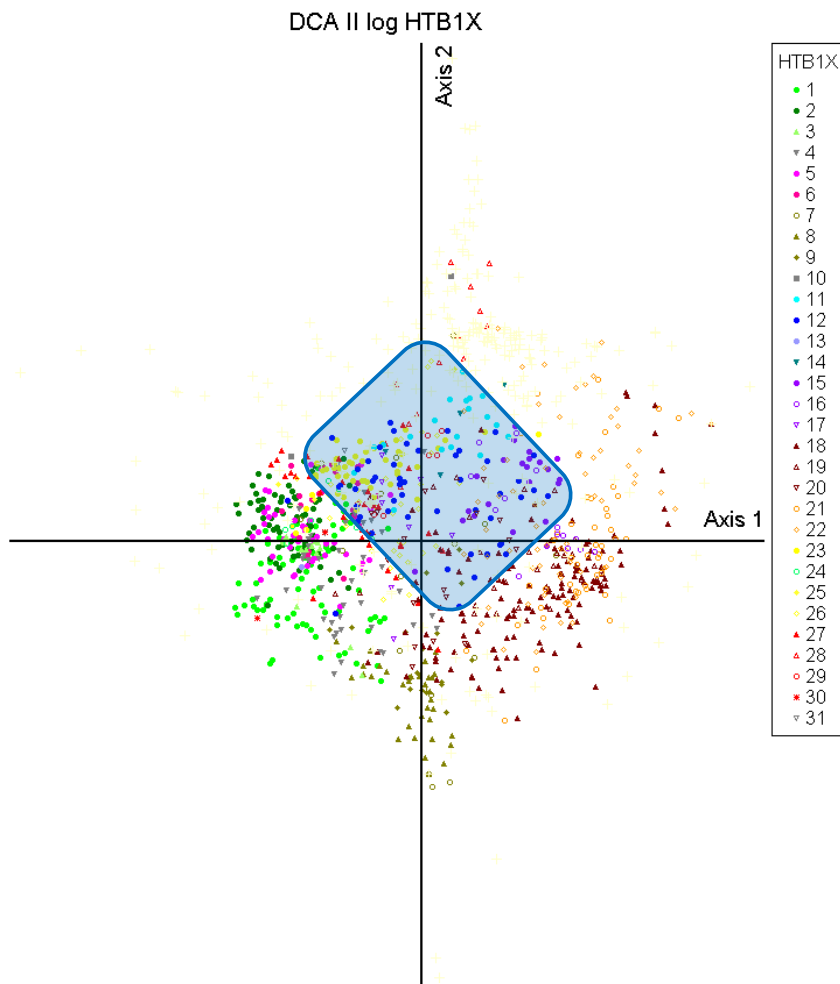


Abb. 3.42.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 1; Bereich mit Lage der Auwälder hervorgehoben.

Die Auwälder spannen einen breiten Ordinationsraum v.a. im oberen Quadranten der rechten Hälfte des Ordinationsraumes auf, die weitgehend von den Feuchtwäldern eingenommen wird. Am einen Ende überschneiden sie sich teilweise mit den Eichen-Hainbuchenwäldern, am anderen weitgehend mit den Bruchwäldern. Auch mit Schluchtwäldern bestehen gewisse Überlappungen, kaum hingegen mit den Buchen- und Kiefernwäldern sowie Moor- und Fichtenwäldern.

Die Ordinationsergebnisse der einzelnen verfahrensselektierten Arten finden sich für die Auwälder in der Anlage A.3.6., Beispiele für typische Ordinationsbilder im folgenden Abschnitt.

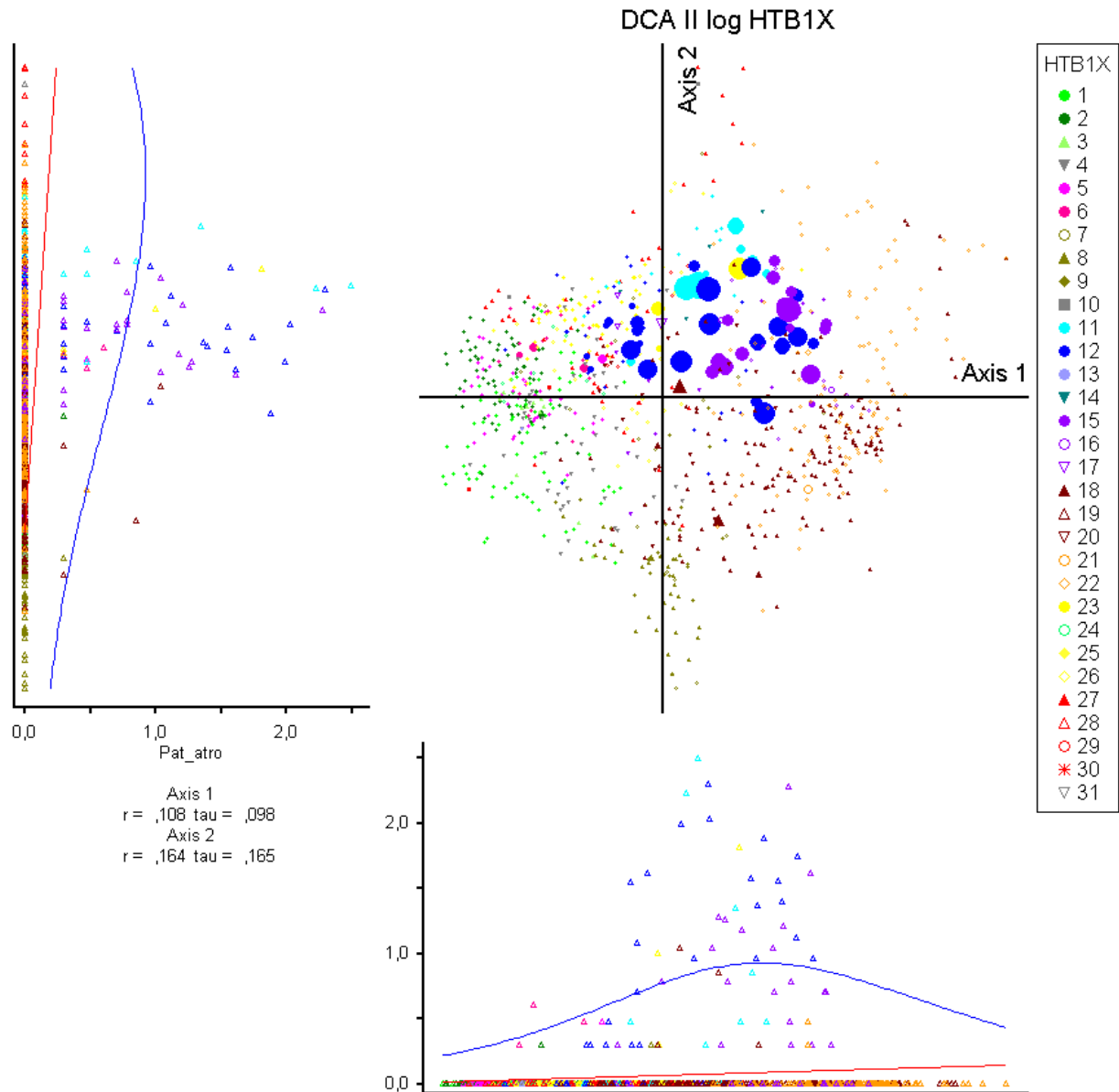


Abb. 3.43.: DCA für *Patrobus atrorufus*

Manche Arten wie *Patrobus atrorufus* (Abb. 3.43.), *Carabus granulatus*, *Pterostichus nigrata*, *P. anthracinus* oder *P. strenuus* kommen gleichermaßen in Au- wie in Bruchwäldern vor, und sind weitgehend auf beide (und z.T. feuchte Eichen-Hainbuchenwälder) beschränkt. Ein Teil davon, wie *Loricera pilicornis*, geht darüber insofern hinaus, als diese Arten auch bestimmte Moorwälder (v.a. Birken-Moorwald) besiedeln. Dies trifft für *Patrobus atrorufus* indes nicht zu, der eine scharfe Grenze im Grenzbereich zwischen Au- und Bruchwäldern auf der einen und Moorwäldern auf der anderen Seite aufweist.

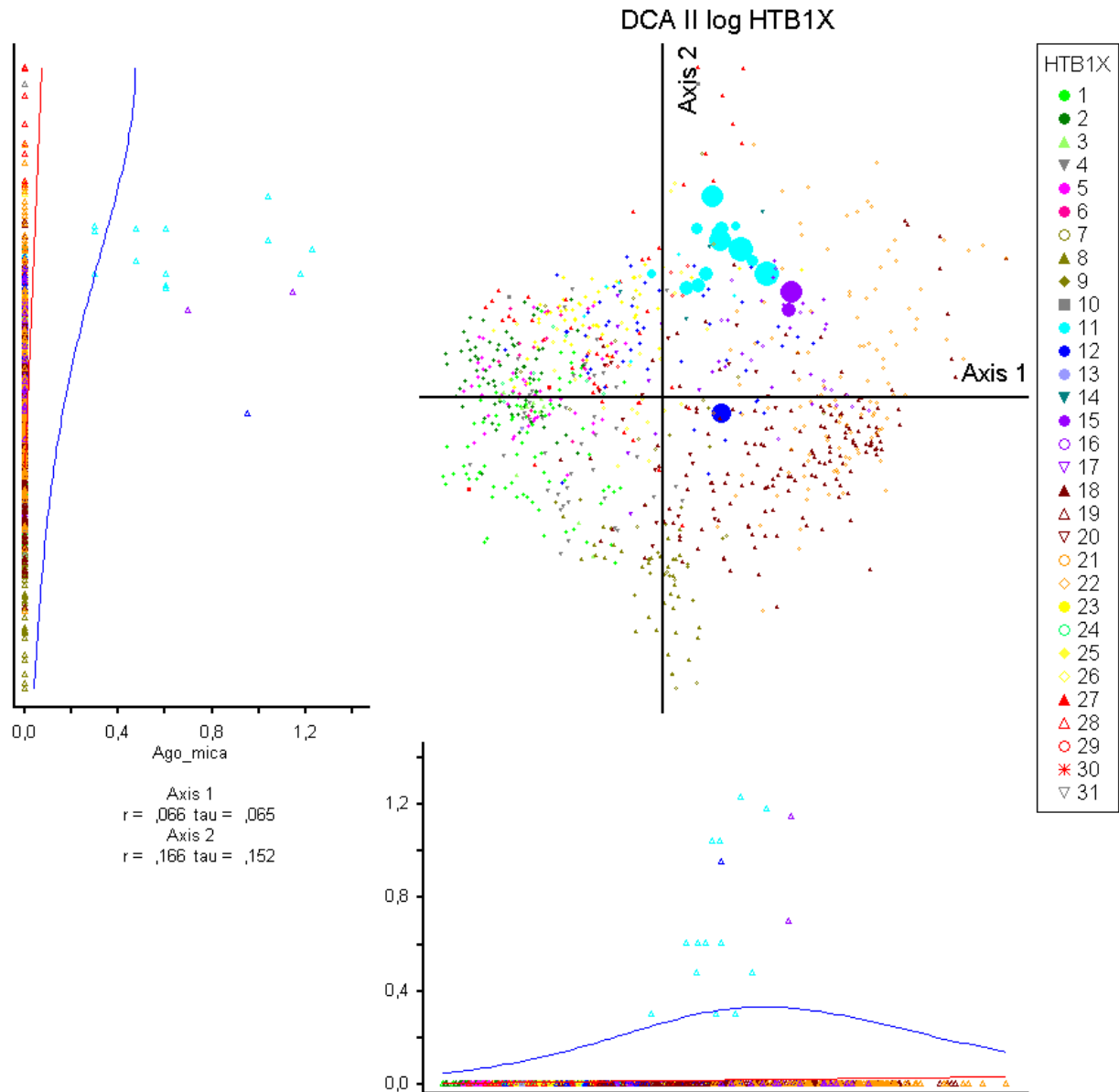


Abb. 3.44.: DCA für *Agonum micans*

Eine andere Gruppe von Arten wie *Agonum micans* (Abb. 3.44.) zeigt eine Präferenz speziell für Weichholzauwälder, mit weniger häufigen Vorkommen in Bruch- oder Bachauwäldern. Die Gruppe umfasst auch *Elaphrus aureus* und *Asaphidion austriacum* mit ähnlicher, weitgehender Konzentration auf Lebensräume der Weichholzaue, sowie eine größere Zahl von Arten mit nur wenigen Nachweisen. Eine Teil der Arten (wie *Bembidion tetracolum* und *Anchomenus dorsalis*) zeigt ebenfalls eine starke Konzentration auf die Lebensräume der Weichholzaue, kommt aber auch in Ersatz-Lebensräumen der Kulturlandschaft vor, die nicht Gegenstand der Auswertungen sind (vgl. Anl. 5).

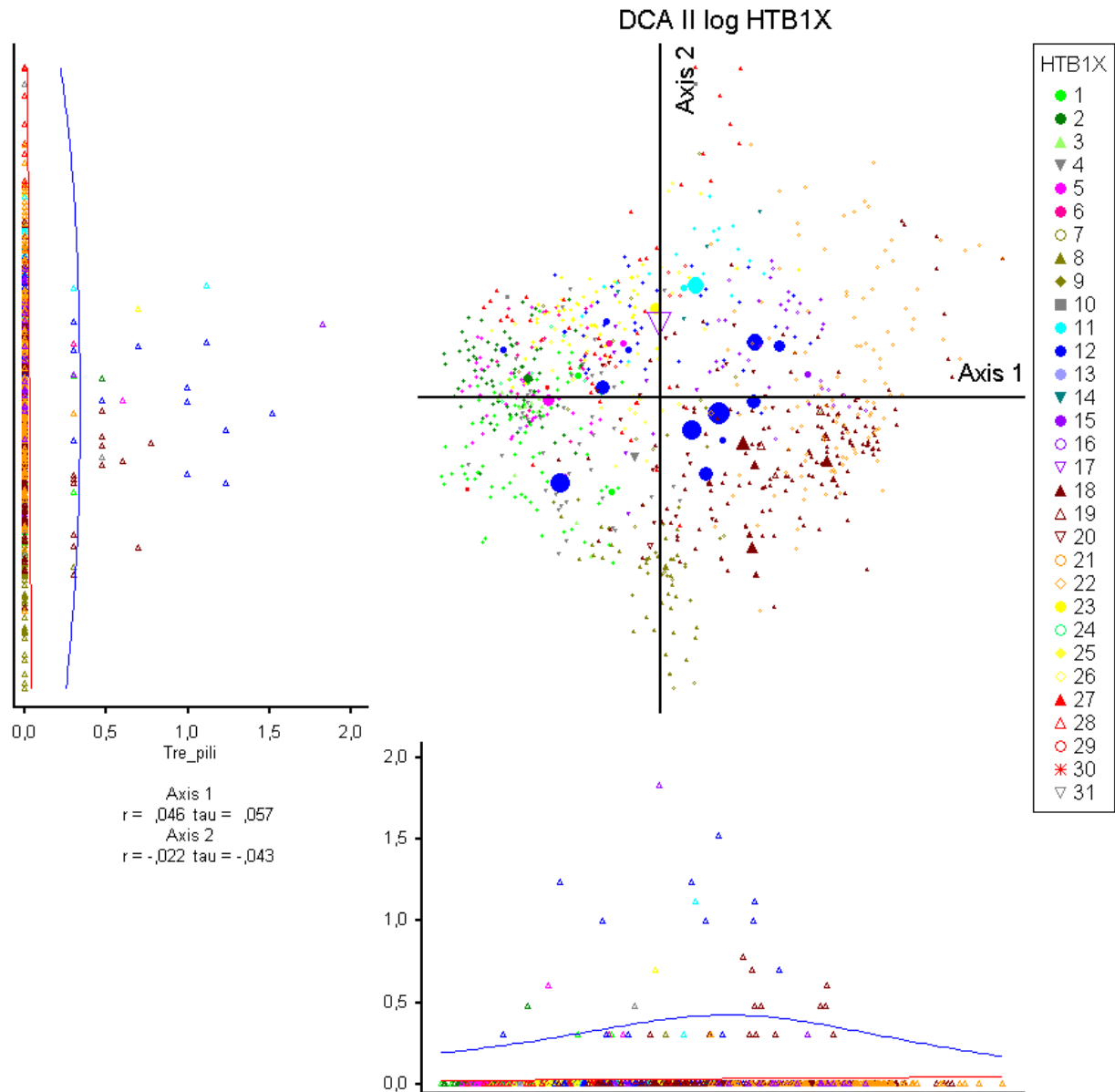


Abb. 3.45.: DCA für *Trechus pilisensis*

Einige Arten wie etwa *Trechus pilisensis* (Abb. 3.45.), *Bembidion deletum* oder *Carabus variolosus nodulosus* zeichnen sich durch eine deutliche Konzentration auf Bachauwälder aus. Sie präferieren Auwälder an den Oberläufen, nicht die standörtlich und hydrologisch anders ausgeprägten Weichholzauwälder der Unterläufe.

3.7.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

Die ISA auf Ebene des HT wurde innerhalb der mineralischen Feuchtwälder (Au-, Sumpf- und Bruchwälder) durchgeführt HT(X), da sie gemeinsam mit den Landhabitaten mehr als die maximal zulässigen 100 Einheiten enthalten hätte. Die ISA ausschließlich der Au- und Bruchwälder auf HT-Basis unterscheidet dabei die z.T. geringfügig zusammengefassten Einheiten der Tabelle 3.90.

Tab. 3.90.: Für die ISA im Kontext der Au- und Bruchwälder verwendete Habitattypen-Gliederung; Einheit 9 umfasst standörtlich und/oder in Bezug auf die Bestockung stark veränderte Typen, Einheit 11 intakte aber schwach vertretene HT wie schmale Bachläufe im Landwald und Karpatenbirken-Sumpfwald.

Nr.	HT		
		6	QSS
1	WFA	7	CEA
2	STA	8	OWG
3	PRF	9	Auen, stark verändert
4	CRF	10	NMO
5	EF	11	Sonstige intakte HT

In der ISA der HTS1 werden unter den mineralischen Feuchthabitaten die intakten Weichholzauen-, Bachauen (Alnion)-, Sumpfwald- und Quell-Standorte, Carpinion-Standorte und jene der Bastardau (hydrologisch veränderte Auenstandorte), sowie Feuchtstandorte auf Rohboden unterschieden. Die HTB1 enthält für die Habitate (nicht Standorte) eine vergleichbare Untergliederung, die weitgehend der vegetationskundlichen Verbandsebene entspricht (d.h. Salicion, Alnion, Niedermoore, Bruchwald). In der HTS2 werden jeweils alle Auenstandorte auf der einen und die Bruchwald- und Niedermoorstandorte auf der anderen Seite zusammengefasst. In der HTB2 sind gegenüber der HTS2 eigentlich offene Auenstandorte und Auwald getrennt, hier aber wegen fehlender offener Auenstandorte doch zusammengefasst („Au“). Die ISA mit dem HTB3 (nicht HTB3X) entspricht den mineralisch beeinflussten Feuchtwäldern (Salicion+Alnion+Bruchwald), getrennt von Nadelforsten in Auen/auf Bruchstandort, offener Wildflusssau und offenen Niedermooren. Eine zusätzliche ISA wurde durchgeführt, die Land- und Feuchthabitate (mineralische wie organische gemeinsam) vergleicht („LH“). Eine weitere ISA unterscheidet innerhalb der Feuchthabitate die mineralischen bzw. mineralisch beeinflussten (Anmoor, Niedermoor, Bruchwald) und von rein organischen, d.h. Moorstandorten („MIN/ORG“). (Eine Unterscheidung organischer und mineralischer Standorte, bei der die Bruchwaldstandorte mit den Hochmooren zusammengefasst sind, findet sich auf Ebene HTB3, sh. beim Bruchwald). Diese lediglich der ergänzenden Differenzierung dienenden Tests auf organische oder mineralisch beeinflusste Standorte innerhalb der Feuchthabitate bleiben bei der Betrachtung der höchsten IndVal außer Betracht.

Die relevanten ISA-Testergebnisse finden sich in Tabelle 3.91.

Tab. 3.91.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Auwälder und Konvolute (ohne Hochmoor- und Eichenwald-Arten, sofern diese nicht auch für Auwald beinhaltende Konvolute ein signifikantes Testergebnis ergeben; ohne Arten, die nur innerhalb des Feuchtwaldes einen signifikanten Wert für einen bestimmten HT erreichen, laut der Tests jedoch eindeutig an erster Stelle Landhabitate besiedelnde Arten sind; ohne Arten, deren Testwerte für Bruchwälder/Niedermoor-Standorte höher sind (sh. Tabelle beim Bruchwald); die Aggregate kritischer Taxa sind hier nur nachrichtlich aufgeführt und bei den folgenden Ausführungen nicht berücksichtigt; nach dem maximalen Testkonvolut sortiert

ISA	FH	ORG/ MIN	HTS2	HTB2	HTB3	HTS1	HTB1X	HT
Beschreibung	Feuchthabitate (FH) vs. Landhabitate (LH)	In FH: ORG/MIN; soweit nicht angegeben: MIN	Soweit nicht angegeben: Au- und nat. EichenSTO; sonst: BRUS =BRU/NM-STO	AU;BRU; NM	AB vs. EI	WHI vs. ALNS vs. SQS vs. Bastardau vs. CARPSTO vs. BRUS	Entspricht ungefähre Verbands-Ebene	Innerhalb der Feuchthabitate (FH)
Relevante unterschiedene Einheiten	FH	MIN	FEUES, BRUS	AU, BRU, NM	AB	WHI, ALNS, SQS, BRUS	SAN, ALN, BRU, NM	WFA, STA, PRF, CRF, EF, QSS
SAN								
<i>Bembidion tetracolum</i>	3,6 (0,01)	22,7 (0,01)	(Trend: 10,4; 0,08)	AU: (Trend: 16,4; 0,1)	AB: 19,6 (0,03)	WHI: 46,7 (0,01)	SAN: 57,0 (0,01)	WFA: 46,7 (0,01)
<i>Agonum micans</i>	3,9 (0,01)	18,9 (0,01)		AU: (Trend: 11,5; 0,1)	AB: 18,1 (0,03)	WHI: 46,8 (0,01)	SAN: 55,9 (0,01)	WFA: 47,8 (0,03)
<i>Asaphidion flavipes</i> (agg.)_SUM	2,6 (0,02)	18,2 (0,01)		AU: (Trend: 14,2; 0,06)	AB: 15,5 (0,05)	WHI: 34,4 (0,01)	SAN: 38,8 (0,01)	WFA: 34,1 (0,02)
<i>Trechus obtusus</i>	3,1 (0,01)	19,3 (0,01)	(Trend: 8,2; 0,09)		AB: (Trend: 14,9; 0,08)	WHI: 29,6 (0,02)	SAN: 35,0 (0,02)	WFA (Trend: 30,2; 0,08)
<i>Elaphrus aureus</i>	1,5 (0,02)	9,1 (0,01)	(Trend: 4,6; 0,09)	AU: (Trend: 8,1; 0,08)	AB: 8,1 (0,01)	WHI: 27,3 (0,04)	SAN: 31,6 (0,02)	
<i>Bembidion decoratum</i>	1,5 (0,01)	9,1 (0,01)	(Trend: 4,6; 0,08)	AU: (Trend: 8,1; 0,06)	AB: 8,1 (0,01)	WHI: 27,3 (0,03)	SAN: 31,6 (0,03)	
<i>Clivina collaris</i>	2,0 (0,01)	8,9 (0,01)		AU: 6,3 (0,05)	AB: 7,9 (0,02)	WHI: 25,6 (0,01)	SAN: 29,2 (0,05)	WFA: (Trend: 26,6; 0,1)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Nebria rufescens</i>	(Trend: 0,7; 0,1)	4,5 (0,01)			AB: 4,1 (0,01)	WHI: 13,6 (0,05)	SAN: 15,8 (0,03)	
<i>Bembidion cruciatum</i>		3,0 (0,04)			AB: 2,7 (0,04)	WHI: 9,1 (0,03)	SAN: 10,5 (0,04)	
<i>Bembidion punctulatum</i>							SAN: (Trend: 5,3; 0,1)	
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>							SAN: (Trend: 5,3; 0,1)	
<i>Harpalus progrediens</i>							SAN: (Trend: 5,3; 0,1)	
<i>Nebria picicornis</i>							SAN: (Trend: 5,3; 0,1)	
WHI, WFA								
<i>Asaphidion austriacum</i>	2,2 (0,01)	13,6 (0,01)		AU: 12,2 (0,03)	AB: 12,2 (0,02)	WHI: 40,9 (0,01)	SAN: 41,1 (0,01)	WFA: 42,9 (0,01)
<i>Agonum moestum</i> (agg.)	2,9 (0,01)	11,6 (0,01)		AU: (Trend: 7,3; 0,1)	AB: 11,6 (0,03)	WHI: 30,8 (0,02)	SAN: (Trend: 35,2; 0,06)	
<i>Paranchus albipes</i>	2 (0,01)	12,1 (0,01)		AU: 10,8 (0,05)	AB: (Trend: 10,8; 0,06)	WHI: 21,4 (0,03)	SAN: (Trend: 21,4; 0,08)	
<i>Agonum muelleri</i>	3,0 (0,02)	12,9 (0,01)			AB: (Trend: 7,5; 0,08)	WHI: 20,7 (0,03)	SAN: (Trend: 20,9; 0,07)	WFA (Trend: 25,2; 0,07)
<i>Clivina fossor</i>	5,2 (0,01)	21,4 (0,01)			AB: 16,6 (0,04)	WHI: 20,7 (0,02)	SAN: (Trend: 24,1; 0,06)	
<i>Bembidion schueppelii</i>		4,5 (0,02)		AU: (Trend: 4,1; 0,06)	AB: 4,1 (0,02)	WHI: 13,6 (0,02)	SAN: (Trend: 15,8; 0,07)	
<i>Trechoblemus micros</i>	(Trend: 0,7; 0,09)	4,5 (0,01)		AU: (Trend: 4,1; 0,06)	AB: 4,1 (0,01)	WHI: 13,6 (0,02)	SAN: (Trend: 15,8; 0,07)	
<i>Bembidion dentellum</i>		3,0 (0,04)			AB: 2,7 (0,01)	WHI: 9,1 (0,02)	SAN: (Trend: 10,5; 0,07)	
<i>Lasiotrechus discus</i>	(Trend: 0,7; 0,08)	4,5 (0,01)		AU: (Trend: 4,1; 0,06)	AB: 4,1 (0,03)	WHI: 8,3 (0,05)		
<i>Badister sodalis</i>	3,2 (0,01)	9,1 (0,01)			AB: 6,6 (0,05)	WHI: 11,8 (0,04)		
<i>Stomis pumicatus</i>		10,6 (0,01)		AU: (Trend: 5,2; 0,09)	AB: (Trend: 5,7; 0,06)	WHI: 10,0 (0,05)		
<i>Badister bullatus</i>		4,5 (0,02)			AB: (Trend: 2,1; 0,08)	WHI: (Trend: 10,5; 0,06)		
<i>Pterostichus anthracinus</i>	5,3 (0,01)	23,6 (0,01)			AB: (Trend: 12,4; 0,08)	WHI: (Trend: 13,3; 0,08)		
<i>Pterostichus melanarius</i>		41,4 (0,01)			EI: (Trend: 13,9; 0,08)	WHI: (Trend: 10; 0,08)		
<i>Bembidion lampros</i>		7,7 (0,01)						WFA: (Trend: 23,8; 0,1)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

ALN/SQS, ALN-HT								
<i>Trechus pilisensis</i>	7,0 (0,01)	13,5 (0,01)			AB: 13,1 (0,05)	SQS: (Trend: 12,9; 0,08)		QSS: 53,2 (0,03)
<i>Carabus variolosus</i>	1,2 (0,01)	7,6 (0,01)	3,8 (0,05)	AU: 6,8 (0,03)	AB: 6,8 (0,03)	SQS: 27,8 (0,04)	ALN: (Trend: 10,0; 0,1)	EF: 50,0 (0,01)
<i>Harpalus luteicornis</i>						ALNS: 9,1 (0,02)	ALN: 25,0 (0,03)	
<i>Amara aulica</i>							ALN: 12,3 (0,04)	
<i>Bembidion deletum</i>		12,1 (0,01)				SQS: (Trend: 9,8; 0,08)		
AB								
<i>Limodromus assimilis</i>	12,4 (0,01)	74,0 (0,01)	30,8 (0,02)	AU: 29,8 (0,03)	AB: 44,0 (0,02)	ALNS: 15,6 (0,04)	SAN: 17,9 (0,05)	
<i>Pterostichus strenuus</i>	11,8 (0,01)	41,6 (0,01)			AB: 27,8 (0,02)	ALNS: (Trend: 10,4; 0,09)	ALN: 17,1 (0,05)	
<i>Loricera pilicornis</i>	19,8 (0,01)	39,9 (0,01)	BRUS: (Trend: 20,7; 0,07)		AB: 27,8 (0,03)	SQS: (Trend: 12,1; 0,07)		
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)	9,4 (0,01)	37,3 (0,01)			AB: 26,7 (0,02)	ALNS: 22,0 (0,03)		STA (Trend: 23,1; 0,06)
<i>Elaphrus cupreus</i>	8,0 (0,01)	26,7 (0,01)		NMO: 7,1 (0,05)	AB: 23,9 (0,02)	ALNS: (Trend: 14,4; 0,08)		
<i>Badister lacertosus</i>	3,1 (0,03)	18,9 (0,01)	(Trend: 6,4; 0,1)		AB: 13,0 (0,03)	WHI: (Trend: 13,3; 0,09)		
<i>Epaphius secalis</i>	10,9 (0,01)	18,2 (0,01)			AB: 12,8 (0,05)			
<i>Bembidion biguttatum</i>	3,6 (0,01)	17,7 (0,01)			AB: 12,0 (0,04)	WHI: (Trend: 16,6; 0,07)	SAN: (Trend: 21,3; 0,06)	
<i>Anchomenus dorsalis</i>		10,6 (0,01)		AU: (Trend: 5,7; 0,1)	AB: 6,0 (0,03)	WHI: (Trend: 10,7; 0,06)		
<i>Bembidion properans</i>		9,0 (0,01)			AB: 5,9 (0,05)			WFA: (Trend: 26,1; 0,09)
<i>Asaphidion flavipes</i> (agg.)		3,0 (0,03)			AB: 2,7 (0,02)			
<i>Bembidion tibiale</i>		(Trend: 3,0; 0,06)			AB: 2,6 (0,05)	ALNS: (Trend: 5,7; 0,08)		
<i>Nebria brevicollis</i>	16,5 (0,01)	38,6 (0,01)			AB: (Trend: 13,7; 0,07)			
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>		12,1 (0,01)			AB: (Trend: 8,0; 0,08)			
<i>Oxytelus obscurus</i>	3,4 (0,01)	6,8 (0,01)			AB: (Trend: 4,6; 0,06)			
<i>Bembidion lunulatum</i>	2,5 (0,01)	6,3 (0,01)		NMO: (Trend:	AB: (Trend:			

				7,4; 0,08)	4,4; 0,06)			
<i>Agonum viduum</i>	3,2 (0,01)				AB: (Trend: 3,5; 0,07)			
<i>Pterostichus gracilis</i>					AB: (Trend: 2,2; 0,07)			
FH								
<i>Dyschirius globosus</i>	16,7 (0,01)							
<i>Poecilus cupreus</i>	10,3 (0,03)							
<i>Pterostichus vernalis</i>	3,5 (0,02)							
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	2,9 (0,02)							
<i>Agonum sexpunctatum</i>	2,7 (0,02)							

Das Konvolut SAN ist ein Aggregat auf Bestockungs-Ebene und enthält nur Weichholzauwälder, während WHI auch hydrologisch intakte, aber in Bezug auf die Bestockung veränderte Auenstandorte umfasst (d.h. ein Aggregat auf Standorts-Ebene darstellt). WFA fasst Weichholzauwälder mit Kiesbänken u.a. natürlichen Offenstandorten der Wildflussaue zusammen. SAL ist der Habitattyp des Weiden-Weichholzauwaldes. Aus erhebungsmethodischen Gründen ist die Kiesbank-Komponente des Konvolutes WFA allerdings unterrepräsentiert, ebenso wie hydrologisch intakte, aber in Bezug auf die Bestockung veränderte Auenstandorte (überschwemmte Pappelforste, Auenwiesen, usw.) (vgl. Kapitel 2). Die Interpretation der sich aus den unterschiedlich zugeschnittenen Konvoluten ergebenden Habitatpräferenzen laut Testverfahren muss daher hier zurückhaltend geführt werden und bedarf in besonderem Maße des ergänzenden Verfahrens der Literaturreferenzierung.

Zehn Arten erzielen den höchsten IndVal für WFA oder WHI. Davon erreicht mit *Asaphidion austriacum* nur eine Art den höchsten IndVal für WFA, jedoch mit einem nur ganz knapp über dem Wert für WHI. Acht Arten haben ihren höchsten IndVal beim SAN. Alle diese Arten können aufgrund vorgenannter Einschränkungen in den ISA-Tests v.a. als solche aufgefasst werden, die im Datensatz einen starken Bezug zum Komplexlebensraum der Weichholzaue haben.

Lediglich vier Arten sind im ISA-Test signifikant auf Alnion-Standorte bzw. spezielle Habitattypen dieses Komplexes spezialisiert, mit auch nur für zwei Arten hohen IndVal.

11 Arten erzielen den höchsten ISA-Testwert für das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern (AB), allerdings bei nur wenigen dieser Arten mit höherem IndVal.

Einige wenige Arten, mit geringen IndVal, werden speziell für Feuchthabitate (FH) mit höchstem IndVal signifikant getestet.

3.7.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.6. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Auwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

Tests zu den besiedelten Höhenstufen unterblieben, da fast alle untersuchten Au- und Sumpfwälder/Bruchwälder in relativ niedrigen Höhenlagen liegen, bzw. die Verbreitung für die Vorkommen in etwas höheren Lagen mit dem Habitattyp (Stellario-Alnetum, quellige Eschenwälder) zusammenhängt. Der Test auf das Merkmal „Beschirmung“ entfällt, da sich zu wenige offene Probeflächen im Datensatz I finden.

3.7.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Einige Arten erreichen für das Konvolut aller Feuchthabitate (FH) im Chi²-Verfahren den höchsten Testwert, gegenübergestellt den entsprechenden ISA-Testergebnissen (Tab. 3.92.).

Tab. 3.92.: Arten mit maximalen Chi²-Wert oder ISA-Wert für Feuchthabitate (FH) (Soweit nicht anders angegeben: Wert für FH)

Art	Chi ² , Testwert max.	ISA, Testwert max.
<i>Dyschirius globosus</i>	99,5306 (<0,0001)	16,7 (0,01); (/FH: HMO (28,3))
<i>Epaphius secalis</i>	70,4757 (<0,0001)	10,9 (0,01); (/FH: MIN (18,2))
<i>Agonum viduum</i>	18,4149 (<0,0001)	3,2 (0,01)
<i>Pterostichus rhaeticus</i> (s.str.)	ORG: 332,1253 (<0,0001)	49,4 (0,01)
<i>Leistus terminatus</i>	BRSI: 57,3426 (<0,0001)	5,6 (0,01)
<i>Agonum sexpunctatum</i>	HMO: 29,8829 (<0,0001)	2,7 (0,02)
<i>Agonum gracile</i>	BRSI: 34,3066 (<0,0001)	2,1 (0,02)
<i>Agonum thoreyi</i>	BRSI: 41,2614 (<0,0001)	1,2 (0,02)
<i>Agonum lugens</i>	CEA: 13,4140 (0,0002)	1,0 (0,04)

In keinem der beiden Verfahren wird ein hoher Wert für dieses sehr stark aggregierte Konvolut erzielt. Nicht ganz niedrig sind die Chi²-Werte für *D. globosus* und *E. secalis*, zwei Arten, die sowohl in Au- und Bruchwäldern als auch Mooren, und sowohl im Wald wie im Offenland auftreten können. Einzig *Agonum viduum* hat in beiden Verfahren auf dieser Ebene seinen höchsten Wert, der jedoch bei beiden (sehr) niedrig ist. Sechs weitere Arten errechnen nur in der ISA für „Feuchthabitate“ ihren höchsten Testwert, der jedoch bei allen sehr niedrig ausfällt, außer bei *Pterostichus rhaeticus*. Diese Art erzielt im Chi²-Verfahren für organische Standorte (ORG) den höchsten Testwert.

Für die Arten mit stärkstem Bezug zum Konvolut aus Au- und Eichenwäldern des Carpinion wird auf die entsprechende Tabelle im Kapitel Eichenwald verwiesen.

Einige Arten weisen die höchste Affinität im Chi²-Test für die Vereinigungsmenge von Au- und Bruchwäldern (AB) auf (Tab. 3.93.).

Tab. 3.93.: Arten mit Maximalbezug zum Konvolut aus Au- und Bruchwäldern im Chi²-Test (ISA: ohne Berücksichtigung der Testwerte für ORG/MIN innerhalb der Feuchthabitate); blau: Testbezug zum Auwald, dunkelblau: Au- und Bruchwald, lila: Bruchwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Patrobus atrorufus</i>	AB	270,1722	CEA	BRU>AW>ALN>BRSI>FEUES	BRU	37,0
<i>Carabus granulatus</i>	AB	200,5005	CEA	AW>FEUES>BRUS>CEA>FH	BRUS	32,3
<i>Pterostichus strenuus</i>	AB	198,1793	STA	FEUES>AW>ALN>ALNS>FH	AB	27,8
<i>Loricera pilicornis</i>	AB	114,9662	STA	ALN>AW>FH>FEUES>BRUS	AB	27,8
<i>Clivina fossor</i>	AB	99,7334	STA	SAN>WHI>AW>FEUES>SAL	WHI	20,7
<i>Pterostichus anthracinus</i>	AB	85,4389	CEA	SAN>FEUES>WHI>CEA>AW	(WHI)	(13,3)
<i>Nebria brevicollis</i>	AB	29,2375	SAL	(AW>SAN>WHI>BRAS>FEUES)	FH	16,5

Sieben Arten haben auf dieser Aggregationsebene ihren maximalen Chi²-Wert, bei insgesamt überwiegend relativ hohen Werten. Zwei davon zeigen auch in der ISA hier ihre optimale Aggregationsebene, und dies mit Werten über 25. Zwei weitere sind laut ISA noch stärker mit Bruchwäldern, einer mit Weichholz-Auwäldern und einer mit Feuchthabitaten allgemein verknüpft.

In Tab. 3.94. sind die Arten mit starkem Bezug zu Auwäldern (auf HT-Ebene oder spezifischen Aggregationsebenen) im Chi²-Test oder der ISA aufgeführt.

Tab. 3.94.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Auwald (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); ohne Arten, die nur innerhalb der Feuchthabitate positiv auf „MIN“ getestet sind, oder ausschließlich auf „FH“; blau=Testbezug zum Auwald, in verschiedenen Aggregationsstufen, graublau zu Au- und Bruchwäldern (AB); in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Agonum micans</i>	SAN	495,9043	SAL	WHI>SAL>AB>AW>FEUES	WFA	47,8
<i>Bembidion tetracolum</i>	SAN	420,6776	SAL	WHI>SAL>AW>AB>FEUES	WHI/WFA	46,7
<i>Bembidion properans</i>	SAN	114,7932	SAL	(WHI>SAL>FRU>AW>AB)	AB	5,9
<i>Bembidion biguttatum</i>	SAN	101,9188	SAL	WHI>AB>AW>FEUES>SAL	AB	12,0
<i>Anchomenus dorsalis</i>	SAN	92,5220	SAL	WHI>SAL>AW>AB>FEUES	AB	6,0
<i>Badister lacertosus</i>	SAN	87,7707	SAL	AB>WHI>AW>FEUES>SAL	AB	13,0
<i>Chlaenius vestitus</i>	SAN	46,6305	-	WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Ophonus rufibarbis</i>	SAN	22,3497	-	WHI>AW>AB		
<i>Amara similata</i>	SAN	26,8132	FRU	WHI>FRU>SAL>FEUES>MIN		
<i>Elaphrus aureus</i>	SAL	373,3129	SAL	SAN>WHI>FRU>AW>AB	SAN	31,6
<i>Bembidion decoratum</i>	SAL	373,3129	SAL	SAN>AW>AB>WHI>FEUES	SAN	31,6
<i>Pterostichus gracilis</i>	SAL	311,2857	SAL	AB>CEA>SAN>WHI=BRU		
<i>Paranchus albipes</i>	SAL	278,0986	SAL	WHI>SAN>AWAB>FEUES	WHI	21,4
<i>Clivina collaris</i>	SAL	278,0986	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES	SAN	29,2
<i>Nebria rufescens</i>	SAL	269,0930	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES	SAN	15,8
<i>Trechoblemus micros</i>	SAL	269,0930	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES	SAN	13,6
<i>Bembidion cruciatum bualei</i>	SAL	179,1965	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES	SAN	10,5
<i>Bembidion dentellum</i>	SAL	179,1965	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES	WHI	9,1
<i>Bembidion schueppelii</i>	SAL	140,2021	SAL	WHI>SAL>AW>AB>FEUES	WHI	13,6
<i>Lasiotrechus discus</i>	SAL	118,2629	SAL	SAN>WHI>AW>EF>AB	WHI	8,3
<i>Agonum muelleri</i>	SAL	118,1233	SAL	(SAN>WHI>AB>AW>FEUES)	WHI	20,7
<i>Badister bullatus</i>	SAL	112,4103	SAL	SAN>WHI>AW>FEUES>AB		
<i>Stomis pumicatus</i>	SAL	98,0556	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES	WHI	10,0
<i>Bembidion incognitum</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Amara schimperi</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Harpalus progrediens</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Badister meridionalis</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Bembidion monticola</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Bembidion obliquum</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Bembidion punctulatum</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Nebria picicornis</i>	SAL	89,4990	SAL	SAN>WHI>AW>AB>FEUES		
<i>Bembidion femoratum</i>	SAL	87,7997	SAL	(SO>SAN>WHI>TRSS>AW)		

<i>Bembidion illigeri</i>	SAL	43,8025	SAL	SAN>WHI>AW>(AB)		
<i>Bembidion varium</i>	SAL	43,8025	SAL	CEA>SAN>WHI= BRU>AB		
<i>Ophonus laticollis</i>	SAL	28,5764	SAL	SAN>WHI		
<i>Asaphidion austriacum</i>	WHI	364,4465	SAL	SAN>SAL>AW>AB> FEUES	WFA	42,9
<i>Trechus obtusus</i>	WHI	184,8712	SAL	SAN>SAL>AW>AB> FEUES	SAN	35,0
<i>Bembidion decorum</i>	FRU	451,4994	FRU	SAN>WHI>AW>AB		
<i>Pterostichus nigrata</i> (s.str.)	ALNS	154,9605	STA	AB>AW>ALN> FEUES>FH	AB	26,7
<i>Trechus pilisensis</i>	BSL	86,7840	CVP	(ALN>QSS>AB>AW> SQS)	QSS	53,2
<i>Bembidion bruxellense</i>	STA	59,3323	STA	ALNS>AW>AB> FEUES		
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	STA	31,4437	STA	FEUES>ALNS>FH> AB>AW		
<i>Bembidion tibiale</i>	CRF	41,5292	CRF	ALNS>ALN>STA> AW>AB	AB	2,6
<i>Carabus variolosus</i>	EF	449,4861	EF	SQS>ALN>AW>AB> FEUES	EF	50,0
<i>Bembidion deletum</i>	EF	43,3321	EF	SQS>AW>ALN>CRF >AB		
<i>Harpalus luteicornis</i>	AW	11,2286	-	AB>FEUES	ALN	25,0
<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES	245,4408	SAL/ EF	(AW>AB>ALN>LBW> ALNS)	AU	44,0
<i>Agonum viduum</i>	FH	18,4149	STA	OM>AB>AW>ALN> MIN	FH	3,2
<i>Amara aulica</i>	WBF	117,7495	WBF	(BRAS>SAL>SAN> KIE>AW)	ALN	12,3

47 Arten weisen ihren χ^2 -Maximalwert für Auwälder, einen Auwald-HT oder ein bestimmtes Konvolut auf, alle davon bis auf einen haben hier auch ihren höchsten HT-bezogenen χ^2 -Wert. Zwei weitere stehen nur über den höchsten HT-Wert Auwäldern am nächsten, während sie im χ^2 -Maximalwert insgesamt für stärker aggregierte Einheiten noch stärkere Affinitäten zeigen. 20 der 47 Arten haben auch in der ISA im Kontext der Auwälder ihren höchsten Testwert, wenn auch in vielen Fällen auf etwas anders zugeschnittener Aggregationsebene. Fünf weitere der 47 Arten laut χ^2 -Test erzielen in der ISA für das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern ihren höchsten Testwert. Lediglich eine Art wird nur in der ISA den Auwäldern zugeordnet, in den χ^2 -Testserien hingegen einer anderen Gruppe.

3.7.3.6. Zusammenfassung der χ^2 -Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabelle 3.95. stellt für das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern den Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber.

Da wie dargestellt im Fall dieser Habitatgruppe aus methodischen Gründen nicht wie bei den übrigen Habitatgruppen auch in ausreichendem Umfang offene Ausprägungen als „Pendants“ der Tests zur Verfügung standen, wurde bei der Einstufung als Charakterart (C) bei dieser Habitatgruppe im Rahmen der Literaturreferenzierung zusätzlich als eigenes Prüfkriterium (und nicht bloß im Wege der Einschätzung der Kongruenz zwischen Tests und Literatur insgesamt) betrachtet, ob die Art auch laut Literatur vorzugsweise in beschatteten, oder aber offenen Auen-Habitaten wie Kies- und Sandbänken oder an Ufern vorkommt. Nur jene Arten, die auch laut Literaturreferenzierung vorwiegend in schattigen Auenhabitaten, d.h. Auwäldern vorkommen, und jedenfalls nicht deutlich offene Feuchtlebensräume bevorzugen, können als Charakterarten von Auwäldern (oder spezieller Auwald-Typen) gelten. Auf die Prüfung des Habitatbezugs in anderen Teilen Europas als Schwerpunkt-Verbreitungsraum der Habitatgruppe konnte im Fall dieser Habitatgruppe hingegen verzichtet werden, da es einen solchen Bezugsraum für diese nicht gibt, u.a. wohl dem

„Korridor-Charakter“ der Flussauen und ihrem dynamischen, nicht relikitären und auch nicht stark durch das Regionalklima geprägten Charakter geschuldet.

Die entsprechende Abprüfung laut Literaturreferenzierung findet sich in Spalte 6 der Tabellen 3.95. und 3.96.

Tab. 3.95.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Au- und Bruchwälder gemeinsam ; Spalte 6 enthält abweichend von den Tabellen der anderen Habitattypengruppen die Einstufung, ob Waldhabitate bevorzugt werden (Erl. im Text)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Wald	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Patrobus atrorufus</i>	AB	270,1722	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Elaphrus cupreus</i>	AB	207,5529	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Carabus granulatus</i>	AB	200,5005	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Pterostichus strenuus</i>	AB	198,1793	STA	+	+	+	X	N	
<i>Loricera pilicornis</i>	AB	114,9662	STA	+	+	+	X	+	
<i>Clivina fossor</i>	AB	99,7334	STA	+	>	N	X	+	
<i>Pterostichus anthracinus</i>	AB	85,4389	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Nebria brevicollis</i>	AB	29,2375	SAL	+	+	+	X	+	

Es handelt sich bei allen acht Arten durchgehend um verbreitete Feuchtwaldbewohner. Vier davon können als Charakterarten gelten, da sie Ersatzhabitate der Kulturlandschaft überwiegend nicht nutzen können.

In Tabelle 3.96. werden die Testergebnisse für Auwälder Literatur-referenziert.

Tab. 3.96.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Auwälder; Spalte 6 enthält abweichend von den Tabellen der anderen Habitattypengruppen die Einstufung, ob Waldhabitate bevorzugt werden (Erl. im Text)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Wald	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Harpalus luteicornis</i>	AW	11,2286	-	>	>	N	X	K	
<i>Agonum micans</i>	SAN	495,9043	SAL	+	+	+	N	+	C
<i>Bembidion tetracolum</i>	SAN	420,6776	SAL	+	>	N	X	+	
<i>Bembidion properans</i>	SAN	114,7932	SAL	>	>	N	X	N	
<i>Bembidion biguttatum</i>	SAN	101,9188	SAL	+	>	+	N	+	
<i>Anchomenus dorsalis</i>	SAN	92,5220	SAL	>	>	N	X	N	
<i>Badister lacertosus</i>	SAN	87,7707	SAL	+	+	+	N	+	C
<i>Chlaenius vestitus</i>	SAN	46,6305	-	>	>	+	N	K	
<i>Ophonus rufibarbis</i>	SAN	22,3497	-	>	>	N	X	N	
<i>Amara similata</i>	SAN	26,8132	FRU	>	>	+	X	N	
<i>Elaphrus aureus</i>	SAL	373,3129	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Bembidion decoratum</i>	SAL	373,3129	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Pterostichus gracilis</i>	SAL	311,2857	SAL	>	>	+	X	K	
<i>Paranchus albipes</i>	SAL	278,0986	SAL	+	+	+	N	N	C
<i>Clivina collaris</i>	SAL	278,0986	SAL	+	>	+	X	K	
<i>Nebria rufescens</i>	SAL	269,0930	SAL	+	>	+	X	K	
<i>Trechoblemus micros</i>	SAL	269,0930	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Lasiotrechus discus</i>	SAL	118,2629	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Badister bullatus</i>	SAL	112,4103	SAL	>	>	N	N	N	
<i>B. cruciatum bualei</i>	SAL	179,1965	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Bembidion dentellum</i>	SAL	179,1965	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Bembidion schueppelii</i>	SAL	140,2021	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Agonum muelleri</i>	SAL	118,1233	SAL	>	>	N	X	N	
<i>Stomis pumicatus</i>	SAL	98,0556	SAL	+	>	N	X	N	
<i>Bembidion incognitum</i>	SAL	89,4990	SAL	>	>	+	N	K	
<i>E. quadrisignatus</i>	SAL	89,4990	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Amara schimperi</i>	SAL	89,4990	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Harpalus progrediens</i>	SAL	89,4990	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Badister meridionalis</i>	SAL	89,4990	SAL	>	>	+	N	K	
<i>Bembidion monticola</i>	SAL	89,4990	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Bembidion obliquum</i>	SAL	89,4990	SAL	>	>	+	N	K	

<i>Bembidion punctulatum</i>	SAL	89,4990	SAL	>	>	+	N	K	
<i>Nebria picicornis</i>	SAL	89,4990	SAL	+	>	+	N	K	
<i>Bembidion femoratum</i>	SAL	87,7997	SAL	>	>	N	X	K	
<i>Bembidion illigeri</i>	SAL	43,8025	SAL	>	>	+	N	K	
<i>Bembidion varium</i>	SAL	43,8025	SAL	>	>	+	N	K	
<i>Ophonus laticollis</i>	SAL	28,5764	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Asaphidion austriacum</i>	WHI	364,4465	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Trechus obtusus</i>	WHI	184,8712	SAL	>	+	N	N	N	
<i>Bembidion decorum</i>	FRU	451,4994	FRU	>	>	+	N	K	
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)	ALNS	154,9605	STA	+	>	+	N	+	
<i>Trechus pilisensis</i>	BSL	86,7840	CVP	>	+	+	N	+	
<i>Bembidion bruxellense</i>	STA	59,3323	STA	>	>	+	N	K	
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	STA	31,4437	STA	>	+	+	N	(+)	
<i>Bembidion tibiale</i>	CRF	41,5292	CRF	>	>	+	N	(+)	
<i>Carabus variolosus</i>	EF	449,4861	EF	+	+	+	N	K	C
<i>Bembidion deletum</i>	EF	43,3321	EF	>	+	+	N	+	
<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES	245,4408	SAL/ EF	+	+	+	N	+	C
<i>Agonum viduum</i>	FH	18,4149	STA	+	>	(+)	N	+	
Art	ISA (max.)	Testwert (max.)	höchster HT (Chi ²)	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Amara aulica</i>	ALN	12,3	n.a.	>	>	N	X	n.a.	

Zehn Arten rechtfertigen von den Testwerten (alle aus den Chi²-Tests) und der Literaturreferenzierung her die Einstufung als Charakterarten von Auwäldern, eine weitere von Au- und Eichenwäldern. Neun sind für Stromtal- bzw. Weichholzauwälder, nur eine für Bachauwälder der Oberläufe zu nennen. Keine zusätzliche Art ist aus den ISA-Ergebnissen zu ergänzen.

Es ergeben sich die in Abbildung 3.46. dargestellten Affinitäts-Beziehungen von Arten zu Habitattypen und -gruppen.

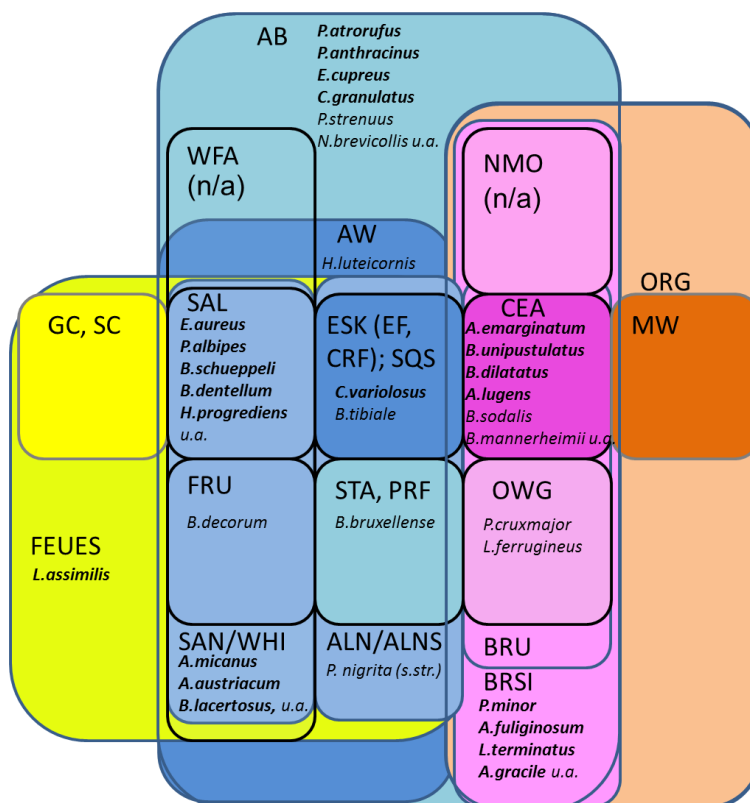


Abb. 3.46.: Zusammenhang der Auwald-Habitattypen und der von ihnen gebildeten Konvolute, mit den Arten, die hier höchste Chi²-Testwerte (Affinitäten) erreichen (Charakterarten fett); Eichen- und Moorwälder nur als Konvolutbildner dargestellt (sh. in den entsprechenden Kapiteln)

3.7.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Hartholzauwald

Wegen der geringen Zahl von Aufnahmen müssen wie dargestellt die Aussagen vorläufigen Charakter haben. Sie sind aber in Einklang mit den Erhebungen in Hartholzauwäldern (Tietze 1966b, Obrtel 1971b, Mletzko 1972, Handke 1992), die alle dahingehend interpretiert werden können, dass es keine Spezialisten speziell des Hartholzauwaldes gibt. Dies erklärt sich dadurch, dass der Hartholzauwald letztlich aus Sicht der in ihm wirkenden Habitatfaktoren nur gleichsam eine „abgeschwächte Form“ des Weichholzauwalds darstellt. Die Unterschiede zu jenem (reiferer, tiefgründigerer Boden, seltenere, kürzere Überschwemmungen) vermitteln alle bereits zu den frischeren Landwäldern. Die Artenausstattung der Laufkäfer im Hartholzauwald besteht also, ebenso wie dessen Baumartenzusammensetzung aus Edellaubholz- und Weichlaubhölzern, aus einer Mischung von Arten der Weichholzaue und „normalen“ Waldarten (Kratochwil & Schwabe 2001).

Offene Habitate der Wildflussaue

Auf die methodisch bedingte Problematik vergleichbarer Bodenfallen-Daten aus offenen Wildflussaunen wurde bereits hingewiesen. Zweifellos sind einige der Arten, die von den Testverfahren für die entsprechenden Komplexe v.a. der Weichholz- bzw. Wildflussaue (WHI, WHA, SAN, SAL, SALG) ausgeschieden wurden, v.a. Arten intakter Wildflussaunen und dabei nicht zwingend an Gehölzbiotope gebunden oder diese auch nur präferierend. Die Testwert-Serien erlauben aber in Zusammenwirken mit der Literaturreferenzierung für jede Art die Ableitung, ob die Art Gehölze eher nur toleriert, oder aber sie präferiert oder sogar regelrecht benötigt. In Bezug auf offene Auenhabitatsubstrate kann hierfür für Südbayern v.a. auf die Arbeiten von Plachter (1986a, 1986b) und für Nordbayern auf Metzner (2004) zurückgegriffen werden. Für eine weiterführende Betrachtung der Arten speziell der offenen Wildflussaunen für süd- und nordbayerische Verhältnisse kann ebenfalls auf diese Arbeiten verwiesen werden.

Kies- und Sandgruben als Ersatzlebensraum der Wildflussaue

Die Beziehungen zu Ersatzhabitatsubstraten sind bei den Auwald-Arten so vielfältig, dass eine Berücksichtigung dieser Tatsache durch die Literaturreferenzierung hier besonders notwendig ist. Viele der Arten haben Ersatzlebensräume in Kiesgruben (Koch 1977, Baehr 1988, Plachter 1986b, Köppel 1995). Dies ist kein Argument gegen ihre Habitatspezifität, betrifft aber natürlich vor allem jedoch Arten der Wildflussaue, die auch dort vorrangig oder sogar ausschließlich offene Habitate besiedeln, und weniger die speziellen Auwaldarten. Gleiches gilt für jene Auenarten, die auch Äcker mit ihrem periodisch entstehenden Offenboden als Ersatzlebensraum nutzen können (s.u.).

Ein Beispiel für die Problematik ist *Bembidion tetracolum*. Es ist im Test wie in der Literatur ein regelmäßiger Bewohner der Weichholzauwälder, tritt aber auch in Kiesgruben und auf Äckern regelmäßig auf (vgl. Anlage 5). Es ist daher zwar zutreffend, diese Art als natürlichen Auwaldbewohner zu bezeichnen, doch ist relevant, dass er auch Ersatzlebensräume besiedeln kann, was bei der Einstufung der Frage als „Charakterart“ zu berücksichtigen ist.

Habitatsubstrate der Kulturlandschaft (v.a. Äcker)

Nicht wenige Arten der Überflutungsauens sind in z.T. hoher Stetigkeit in der Kulturlandschaft verbreitet. Es ist bekannt, dass Äcker einen Ersatzlebensraum für Auen-Bewohner darstellen, da durch das regelmäßige Umbrechen des Bodens und so das periodische Neuentstehen von Rohboden in bestimmter Hinsicht Auen-ähnliche Lebensbedingungen

geschaffen werden (Tischler 1958, Kirchner 1960, Thiele 1977). Nicht jede Art, die regelmäßig auch auf Äckern gefunden werden kann, ist insofern automatisch auch ein „Störungszeiger“ in der Aue. In einem von Skalski et al. (2012) untersuchten südpolnischen Gebirgsbach erwiesen sich beispielsweise einige als ausgesprochen eurytop zu charakterisierende Arten wie *Harpalus rufipes* und *Anisodactylus binotatus*, die regelmäßig auch in der Feldflur gefunden werden können, als an das Überflutungsgeschehen des Baches gebunden, d.h. zeigten dort in der Indikatorartenanalyse sehr hohe IndVal als Indikatorarten für Überflutung. Das Beispiel stützt die Annahme, dass viele „eurytope“ Bewohner der landwirtschaftlichen Flur ursprünglich wohl ihre Heimat in den dynamischen Auen haben (Kirchner 1960).

Auch diese Arten sind demnach ursprüngliche und nicht zwangsläufig eine Beeinträchtigung indizierende Auen-Bewohner. Ihre geringere Treue zu diesem Habitat rührt lediglich daher, dass sie es geschafft haben, zusätzlich ein Ersatzhabitat der Kulturlandschaft zu besiedeln. Äcker und ähnliche Kulturhabitats wurden in vorliegender Arbeit nicht bearbeitet, so dass dieser Sachverhalt hier nur unter Bezugnahme auf die Literatur (vgl. Anlage 5) eruiert werden kann.

Solche Arten, die also auch in Ersatzhabitaten der Kulturlandschaft, v.a. auf Äckern regelmäßig auftreten können, sind demnach (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) (vgl. Anlage 5 für die Quellen) insbesondere:

Agonum muelleri
Amara aulica
Anchomenus dorsalis
Bembidion lampros
Bembidion properans
Bembidion tetracolum
Clivina fossor
Dyschirius globosus
Loricera pilicornis
Nebria brevicollis
Pterostichus melanarius
Trechus quadristriatus

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Vor der tiefgreifenden Entwässerung der Landschaft waren Sumpf- und Auenstandorte in einem Ausmaß verbreitet, der heute nicht mehr vorstellbar ist (Beutler 1995, Schwaar 1995, Clausnitzer 1999), und viele der heute völlig isolierten Vorkommen daher größer und viel besser vernetzt. Gerade im feuchten Klima des Atlantikums hatten Feuchtgebiete und ihre Arten eine sehr weite Verbreitung, so dass es zu einer wesentlich stärkeren Durchdringung mit anderen Lebensräumen gekommen sein dürfte. Andererseits sind die tiefgründigen Auwaldstandorte oftmals standörtlich durch Erosions- und Anlandungsprozesse infolge der mittelalterlichen Rodungen beeinflusst oder erst entstanden.

Dynamische Flussauen sind Komplexlebensräume. Je stärker ein Fließgewässer reguliert wird, desto stärker lösen sich diese Komplexe auf.

Dealpine Flussauen weisen über das Phänomen der Alpenschwemmlinge eine besondere Komponente der Fauna auf. Reliktäre, verinselte Verbreitungsmuster ergeben sich für die Flussauen als klassischem „Verbundnetz“ erst sekundär, d.h. durch tiefgreifende Habitatveränderungen, u.a. durch Stauwerke und Längsverbau der Flüsse, sowie durch direkte Flächenverluste. Insgesamt ist sowohl durch den linearen Charakter von Fließgewässern als auch die durch die Habitateigenschaften dynamischer Auen erforderliche Anpassung in Form hoher Mobilität eine sehr gute Wiederbesiedelbarkeit gegeben. Das

kommt u.a. dadurch zum Ausdruck, dass viele Auen-Arten Sekundärstandorte wie Abbaustellen nutzen können (Koch 1977, Baehr 1988, Plachter 1986b). Die Oberläufe von Gewässern weisen demgegenüber zum Teil heute als Relikte aufzufassende Populationen ausbreitungsschwacher Arten wie *Carabus variolosus nodulosus* auf. Unter Urwald-artigen Bedingungen der Karpaten ist zu beobachten, dass solche Feuchtwald-Arten z.T. in einem stärkeren Maß, als das bei uns der Fall wäre, auch in umliegende Bergmischwälder (z.B. Korbel 1973a, Rizun et al. 2004) mit ihren kleinflächigen Feuchtstellen (Spitzer & Konvicka 2010) übergreifen.

3.7.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Viele der für Auen charakteristischen Arten verfügen über ein hohes Maß an Wiederbesiedlungspotenzial, was mit den nötigen starken Anpassungen an den Lebensraum dynamischer Flussauen zusammenhängt. Sofern sie nicht zu dem Teil der Auen-Fauna gehören, der auch auf Äcker ausweichen kann, sind sie aber insgesamt gegenüber einem anzunehmenden „Urzustand“ vielfach sicher rückläufig. Zumindest teilweise sind sie in stark veränderten Auen ohne Überflutungsdynamik auch weitgehend oder sogar völlig verschwunden. Dennoch gelten viele der Arten bayernweit noch nicht, oder maximal als potenziell gefährdet, weil sie in Sekundärhabitaten vorkommen können. Manche der Arten dieser Habitatgruppe sind gleichwohl vom Aussterben bedroht (*C. variolosus*, *B. starkii*) oder stark gefährdet (*B. doderoi*), und die Betrachtung ihrer Ansprüche zeigt, dass es sich um ausgesprochene Habitatspezialisten handelt, die Ersatzlebensräume nicht nutzen können und ausbreitungsschwach sind.

Für mehrere Arten dieser Habitatgruppe besteht eine besondere Schutzverantwortung Mitteleuropas (Müller-Kroehling 2013a), so *Carabus variolosus nodulosus*, *Bembidion doderoi*, *B. starkii*, *Trechus pilisensis* und *Amara schimperi*. Es sind dies v.a. Arten der Oberläufe (Alnion) mit geringerer Fähigkeit, in den ausgedehnten Flusssystemen Europas einen Lebensraum zu finden.

Schutzverantwortung und Gefährdung sind bei dieser Habitatgruppe auffallend gleichläufig. Gerade jene Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa haben und für die daher höchste Schutzverantwortung besteht, sind auch besonders stark gefährdet, was angesichts der starken Überformung der Landschaft einschließlich tiefgreifender Veränderung ihrer Hydrologie auf der einen Seite, und der o.g. Zusammenhänge in Bezug auf die Ausbreitungsfähigkeit der meisten Arten der Tieflandsauen auf der anderen Seite auch sehr plausibel ist. Extrem hohe Schutzverantwortung besteht für die Teile Bayerns, in denen *Carabus variolosus nodulosus* vorkommt, der in erheblichen Teilen seines mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes bereits erloschen (Belgien, Schwarzwald, Weserbergland) oder extrem selten geworden ist (Sauerland). Es sind dies alle Feuchtwälder südlich der Isar (und rezent derzeit nur östlich des Lechs), v.a. Sumpf- und quellige Bachauwälder sowie Quellmoore, in Südostbayern ferner auch Armmoore (Müller-Kroehling 2006c).

Innerhalb der Flusssysteme besteht wohl für die meisten Arten dieser Habitatgruppe (aber eben nicht alle) aufgrund ihres hohen Maßes an Wiederbesiedlungspotenzial, das den Anpassungen an den hoch dynamischen Lebensraum Aue entspricht, gute Wiederherstellungsmöglichkeiten in praktischen allen Flusssystemen Bayerns, wo entsprechende Maßnahmen durchgeführt werden können (vgl. Metzner 2004). Besondere Verantwortung besteht in den Flusssystemen Südostbayerns mit ihrer Häufung von Arten enger Verbreitung, die innerhalb Deutschlands nur hier vorkommen und in feuchten Schlucht- und Bachauwäldern leben.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Naturnahe Fluss- und Bachauen sind wichtige vernetzende Elemente und geradezu das Rückgrat eines Biotopverbundes, auch für andere Feucht- und auch terrestrische Habitate.

3.8. Bruchwälder

3.8.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.

Bruchwälder sind Nasswälder auf Niedermoortorfen in Verebnungen und abflussschwachen Senken. Sie sind in Deutschland meist nicht über 500 bis 800 m NN gelegen (Bohn et al. 2003), u.a. wohl deswegen, weil die Schwarzerle durch Nassschnee in der sogenannten „Nassschneezone“ bruchgefährdet ist. Sie stehen in Bezug auf Standort und Vegetation zwischen den Moorwäldern und den mineralischen Feuchtwäldern (Sumpfwäldern, Auwäldern). Walentowski et al. (2004) behandelt die **Bruchwälder** gemeinsam mit den Auwäldern, Sautter (2003) hingegen getrennt. Aufgrund ihres Übergangscharakters zwischen Auen und Mooren, und ihrer speziellen Eigenart, d.h. Kombination von Habitatfaktoren, werden sie hier separat betrachtet. Bedeutsam ist auch, dass sie anders als Au- und Moorwälder nicht zu den FFH-LRTen gehören, auch wenn hierfür keine fachlichen Gründe ausschlaggebend waren.

Bruchwälder werden in Bayern praktisch alle von der Schwarzerle dominiert (Abb. 3.47.). Nährstoffarme bzw. sehr **saure Birken-Bruchwälder**, die noch stärker zu den Moorwäldern vermitteln (Walentowski et al. 2004), sind in Bayern sehr selten und treten erst im pleistozänen Nord- und Ostdeutschland häufiger auf, was auch ihrer Gesamtverbreitung entspricht (Bohn et al. 2003).



Abb. 3.47.: Schwarzerlen-Bruchwald im NWR „Schiederholz“

Schlüsselfaktoren: Torfsubstrat bei ausgeprägtem Mineralbodenwassereinfluss, hoher Grundwasserstand, zeitweiser Überstau

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch (Bohn et al. 2003) sind Bruchwälder in Europa weit verbreitet, v.a. in der nemoralen Falllaubzone, und bis in die südboreale Nadelwaldzone, aber auch in das südliche Mitteleuropa sich erstreckend.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Feuchtwälder sind wie beim Auwald dargestellt komplexe Lebensräume mit zahlreichen Übergängen zwischen den kategorisierten Typen. Selbst die namensgebenden Baumarten der Feuchtwald-Waldgesellschaften sind häufig nicht auf diese Waldgesellschaften beschränkt, so etwa die Schwarzerle, die sowohl im Schwarzerlen-Bruchwald als auch im Sternmieren-Schwarzerlen-Auwald dominant auftreten kann. Harte Trennlinien zwischen der großen Zahl von Feuchtwald-Lebensräumen existieren in der Natur praktisch nicht. Übergänge der Bruchwälder gibt es u.a. zu feuchten Auwäldern (im weiteren Sinne), mit

denen sie mehrere Baumarten wie vor allem die Schwarzerle, sowie einen Mineralbodenwasser-Einfluss gemeinsam haben, als auch zu den Moorzwäldern, die wie die Bruchwälder auf organischen Standorten stocken, und durch eher stagnierende, dauernde Nässe geprägt sind.

Viele ursprünglichen Bruchwälder wurden in historischer Zeit in **Niedermoore** (organisches Feuchtgrünland) überführt, und diese dann später durch zunehmende Entwässerung und Vererdung teilweise wiederum in andere landwirtschaftliche Nutzungsformen. Darum, und da offene Niedermoore ein wichtiger (halb)natürlicher Lebensraum Bayerns sind, der noch dazu mit Hoch- und Übergangsmooren natürlicherweise oft Komplexlebensräume bildet, wurden auch Daten aus Niedermoorgebieten einbezogen. Dies ist notwendig, damit dieser Teil des Lebensraumspektrums gefährdeter, hygrophiler Arten in die vergleichende Analyse berücksichtigt werden kann. Dies gilt sowohl für offene Lebensräume (Nasswiesen u.a.) als auch Weidengebüsche auf Torf. Beide sind in vielen Fällen als Ersatzgesellschaften bzw. Pioniergesellschaften von Bruchwäldern zu verstehen.

3.8.2. Datengrundlage

Die Datengrundlage wird in Tabellen 3.97. bis 3.99. nach Habitattypen(gruppen) und Regionen aufgeschlüsselt.

Tab. 3.97.: Datengrundlage, nach Habitattypen(gruppen)

HT	Bruchw.	Off. NM	Veränd. Bruchw.	Sa.
Anz.	22	15	1	38

Tab. 3.98.: Datengrundlage, nach Habitattypen

CEA	OWG	BWF	NMO	Sa.
15	7	1	15	38

Tab. 3.99.: Datengrundlage, nach Regionen

Reg.	N1	N2	N3	O1	S1	S2	S3	A3	Sa.
Anz.	5	3	1	6	3	14	5	1	38

Es wurden Bruchwälder und Niedermoore aus verschiedenen Landesteilen einbezogen, u.a. dem NWR „Schiederholz“ des Feilenforstes, dem Voralpenland (Löser et al. 1982, Demuth 1991) und dem Tiergartenmoor Unterfrankens (ÖAW/Stumpf 1993). U.a. wurden das Donaumoos als größtes bayerisches Mooregebiet (Schüle 2004) und das Weichser Moos (Lkr. Dachau) als mit 55 ha größtes noch erhaltenes Talniedermoor des Tertiärhügellandes (Lorenz in Engel et al. 1991) als Vergleichs-Niedermoorgebiete einbezogen. Für eine Unterscheidung intakter und stärker veränderter Niedermoortorf-Standorte reicht die Datenbasis auf Seiten der veränderten Standorte jedoch nicht aus. Gleiches gilt für Fichtenforste auf Bruchwaldstandorten. Der Aufwand der Entwässerung eines Bruchwaldes ging wohl gleichzeitig meist mit der Umwandlung in Nadelforste (meist Fichte) einher, so dass systematisch entwässerte Schwarzerlen-Bruchwälder in Bayern wohl überwiegend die Ausnahme darstellen, oder aber in Form von Wiederaufforstungen zuvor als entwässertem Grünland genutzter Flächen vorliegen.

Eine graphische Übersicht der Habitattypen und Konvolute der Bruchwälder findet sich im Abschnitt Auwälder (Abb. 3.41.), eine tabellarische in Tabelle 3.100.

Tab. 3.100.: Bruchwälder, Kontakthabitate und von ihnen mit gebildete Konvolute

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
AB	Au- und Bruchwald	HTB3=4
BRUS	Bruchwald-/Niedermoor-Standorte(alle)	HTS2=8
BRSI	Bruchwald-/Niedermoor-Standorte (intakt)	HTS1=17
BRSV	Bruchwald-/Niedermoor-Standorte (verändert)	HTS1=18
BRU	Bruchwald und Bruchwald (alle)	HTB1=18, HTB2=8 (Werte identisch)
NM	Offene Niedermoore (weitgehend intakt und offene Niedermoore (alle)	HTB1=20 , HTB2=9 (Werte identisch)
OM	Offene Moore (HM, Niedermoore), alle	[sh. auch in Tab. HM/MW] HTB3=6

CEA	Schwarzerlen-Bruchwald	HT=410
OWG	Ohrweidengebüsch	HT=430
BWF	Fichtenforst auf entwässertem Erlen-Bruchwald	HT=442
NMO	Niedermoor offen (ungegliedert), als Habitattyp	HT=450ff
ORG	Alle organischen Standorte	ORG=1

Wenn im Folgenden von Bruchwald die Rede ist, so sind darin im Zweifelsfall auch Gebüsche auf Niedermoor-Standorten mit eingeschlossen. Ist speziell Schwarzerlen-Bruchwald als einziger relevanter Waldtyp dieser Habitattypengruppe gemeint (da Birkenbruchwälder fehlen, s.o.), so wird dieser als CEA (Carici elongatae-Alnetum) bezeichnet.

Zusammen mit den im vorigen Kapitel behandelten Auwäldern bilden Bruchwälder das Konvolut AB, zusammen mit den anderen Mooren (Nieder- und Hochmooren sowie Moorwald) das Konvolut aller Habitats organischer Standorte (ORG).

3.8.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.8.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

In Tabelle 3.101. sind die mit Stetigkeit $\geq 30\%$ in Bruchwäldern auftretenden Arten aufgeführt.

Tab. 3.101.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Erlen-Bruchwald (CEA), Ohrweidengebüsch (OWG), sowie zusammengefasst (BRW); sortiert nach absteigender Stetigkeit im CEA, alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in einer der genannten Typen oder Aggregate

	Areal-restr.	CEA	OWG	BRW
N		15	7	22
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		100	86	95
<i>Pterostichus minor</i>		93	43	77
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM		87	43	73
<i>Agonum emarginatum</i>		87	0	59
<i>Carabus granulatus</i>		80	14	59
<i>Agonum fuliginosum</i>		73	86	77
<i>Patrobus atrorufus</i>		67	86	73
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		67	14	50
<i>Pterostichus strenuus</i>		60	43	55
<i>Elaphrus cupreus</i>		60	0	41
<i>Pterostichus niger</i>		60	14	45
<i>Bembidion mannerheimii</i>		53	0	36
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)		53	86	64
<i>Dyschirius globosus</i>		53	0	36
<i>Pterostichus anthracinus</i>		47	0	32
<i>Abax parallelepipedus</i>		47	0	32
<i>Loricera pilicornis</i>		47	71	55
<i>Nebria brevicollis</i>		47	14	36
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		47	0	32
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)		40	0	27
<i>Carabus coriaceus</i>		40	0	27
<i>Badister sodalis</i>		33	0	23
<i>Pterostichus diligens</i>		33	29	32
<i>Epaphius secalis</i>		13	57	27
<i>Limodromus assimilis</i>		20	43	27
<i>Agonum muelleri</i>		0	43	14
<i>Notiophilus palustris</i>		0	43	14
<i>Agonum moestum</i> (agg.)		0	43	14

Eine ganze Reihe von Arten erreicht höhere Stetigkeiten in Schwarzerlen-Bruchwäldern, einige weitere kommen hinzu, wenn man die Ohrweiden-Gebüsche (OWG) betrachtet. Acht der Taxa erzielen in beiden Habitattypen Stetigkeiten von 30% oder mehr. Für zehn der Taxa ist die Stetigkeit im OWG höher, für die übrigen im CEA.

Die treuen Arten der Bruchwälder sind in Tabelle 3.102. aufgelistet.

Tab. 3.102.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für Erlen-Bruchwald (CEA), Ohrweiden-Gebüsch (OWG) oder beide zusammen (BRW)

Art	Areal-restr.	TS_CEA	TI_CEA	TS_OWG	TI_OWG	TS_BRW	TI_BRW
<i>Badister dilatatus</i>		100	100	0	0	100	100
<i>Badister unipustulatus</i>		100	100	0	0	100	100
<i>Agonum piceum</i>		100	100	0	0	100	100
<i>Badister peltatus</i>		100	100	0	0	100	100
<i>Bembidion varium</i>		50	95	0	0	50	95
<i>Agonum lugens</i>		25	91	0	0	25	91
<i>Trechus rubens</i>		25	69	0	0	25	69
<i>Pterostichus gracilis</i>		33	60	0	0	33	60
<i>Carabus granulatus</i>		14	38	1	0	15	38
<i>Bembidion mannerheimii</i>		17	30	0	0	17	30
<i>Oxypselaphus obscurus</i>		7	30	0	0	7	30
<i>Pterostichus nigrata</i> (agg.)		14	29	10	4	24	33
<i>Agonum emarginatum</i>		32	19	0	0	32	19

Vier der Arten weisen eine vollständige Treue für das CEA im Datenbestand auf, insgesamt acht Arten eine Treue auf Probeflächen- oder Individuenbasis von $>50\%$, so dass entweder die absolute Mehrzahl der Probestellen mit Nachweis zu den Bruchwäldern gehören, oder die absolute Mehrzahl der gesamt nachgewiesenen Individuen der Art.

3.8.3.2. Ordination mittels DCA

In Abbildung 3.48. ist der von den Bruchwäldern in der DCA eingenommene Raum lila hervorgehoben.

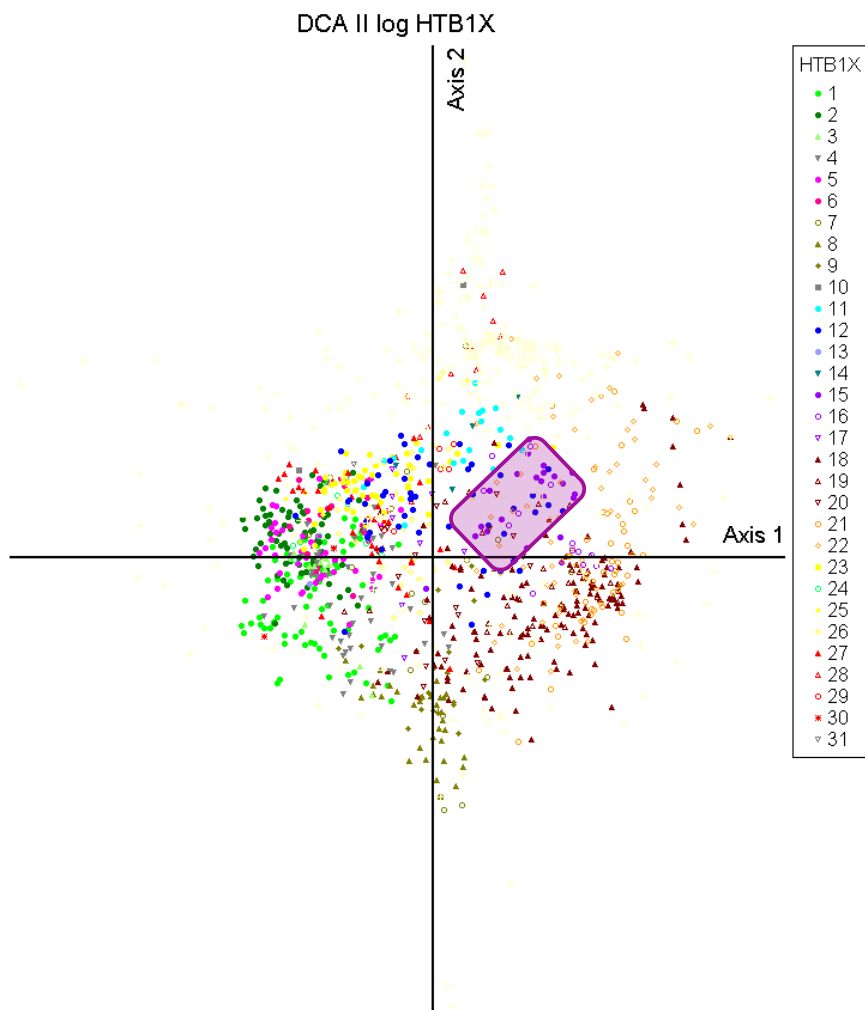


Abb. 3.48.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 3.1.; Bereich mit Lage der Bruchwälder hervorgehoben.

Bei einem anderen Teil der Arten, dem *Pterostichus minor* (Abb. 3.50.) und *Agonum fuliginosum* angehören, liegt der Schwerpunkt der Verbreitung ebenfalls in Bruchwäldern (und Niedermooren), die Art kommt zusätzlich aber (neben wiederum einem weniger bedeutsamen Vorkommen in Bachauwäldern) auch in bestimmten (Mineralbodenwasser-beeinflussten) Moorwäldern vor.

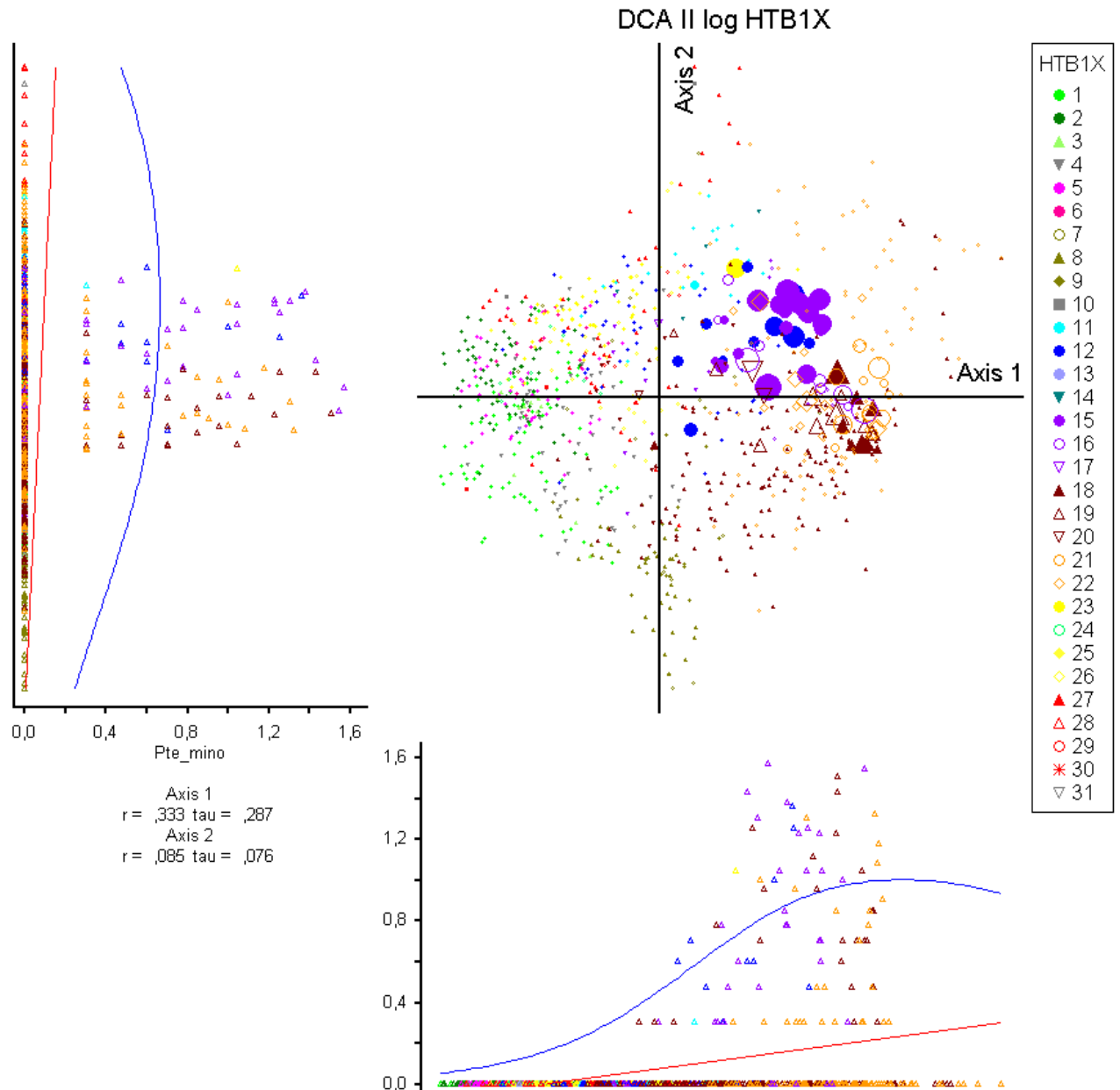


Abb. 3.50.: DCA für *Pterostichus minor*

Manche Arten wie *Oodes helopioides* (Abb. 3.50.) und *Panagaeus cruxmajor* kommen bevorzugt in offenen Niedermooren, aber mit einem Teil ihrer Habitatverbreitung auch in Bruch- und (wie im Falle letzterer Art) auch in Weichholzauwäldern vor.

Tab.: 3.103.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Bruchwälder, Niedermoore und deren Konvolute (ohne Arten, die nur beim differenzierenden Test innerhalb FH: MIN vs. ORG signifikant sind); nach dem maximalen Testkonvolut sortiert; Arten mit maximalen Wert für AB sind im Auwald-Kapitel aufgeführt; die Aggregate kritischer Taxa sind hier nur nachrichtlich aufgelistet und bei den weiteren Ausführungen nicht berücksichtigt.

ISA	FH	FH: MIN /ORG	HTB2	HTB3	HTS2	HTS1	HTB1X	HT
Beschreibung	FH vs. LH	FH: MIN (incl. BRU) nicht org. soweit nicht angegeben: MIN	AU; BRU; NM	AB vs. EI vs. OM	(=BRU/ NM-STO) (=BRUS)	BRSI und BRSV getrennt; (ferner WHI, CARP.)	BRU, NM	Innerhalb der Feuchthabitate (FH)
Relevante unterschiedene Einheiten	FH, LH	MIN	AU; BRU; NM	AB vs. EI vs. OM	BRUS	BRSI, WHI, CARP	BRU, NM	CEA, OWG, NMO
CEA								
<i>Agonum emarginatum</i>	7,1 (0,01)	11,2 (0,03)	BRU: 35,6 (0,02)		32,0 (0,04)	BRSI: (Trend: 16,6; 0,06)	BRU: 31,1 (0,01)	CEA: 39,0 (0,04)
<i>Bembidion mannerheimii</i>	5,7 (0,01)	9,4 (0,03)						CEA: (Trend: 21,9; 0,09)
BRU								
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM	10,1 (0,01)	22,8 (0,01)	BRU: 40,9 (0,02)	AB: 15,6 (0,04)	34,5 (0,01)	BRSI: (Trend: 14,6; 0,06)	BRU: 28,3 (0,01)	
<i>Patrobus atrorufus</i>	14,2 (0,01)	42,1 (0,01)	BRU: 37,0 (0,01)	AB: 31,8 (0,01)	(26,9; 0,04)	ALNS: (Trend: 14,0; 0,09)	BRU: 24,6 (0,01)	
<i>Badister dilatatus</i>			BRU: 9,1 (0,02)		5,4 (0,01)		BRU: 9,1 (0,05)	
<i>Badister unipustulatus</i>			BRU: 9,1 (0,02)		5,4 (0,01)		BRU: 9,1 (0,05)	
<i>Agonum piceum</i>			BRU: (Trend: 4,5; 0,06)					
<i>Badister peltatus</i>			BRU: (Trend: 4,5; 0,07)		(Trend: 2,7; 0,09)			
<i>Bembidion varium</i>			BRU: (Trend: 4,2; 0,07)		(Trend: 2,5; 0,07)			
BRUS, BRSI								
<i>Pterostichus minor</i>	22,1 (0,01)		BRU: 33,3 (0,02)		53,6 (0,01)	BRSI: 27,5 (0,03)	BRU: 25,5 (0,02)	CEA: 35,6 (0,03)
<i>Agonum fuliginosum</i>	29,8 (0,01)		NMO: 28,3 (0,03)	AB: (Trend: 18,7; 0,06)	51,1 (0,01)	BRSI: 21,4 (0,01)	NM: 21,7 (0,03)	
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM	62,0 (0,01)		BRU: 24,1 (0,02)	AB: 28,3 (0,03)	46,3 (0,01)	BRSI: 16,8 (0,01)	BRU: 15,9 (0,01)	CEA: 17,6 (0,01)
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)	9,6 (0,01)	13,4 (0,01)	BRU: 31,0 (0,03)		36,8 (0,02)	SQS: 21,9 (0,01)	BRU: 26,8 (0,02)	
<i>Carabus granulatus</i>	13,6 (0,01)	38,7 (0,01)	BRU: 23,7 (0,04)	AB: 26,6 (0,02)	32,3 (0,01)	BRSI: (Trend: 12,9; 0,06)		CEA: (Trend: 23,0; 0,07)
<i>Oodes helopioides</i>	2,2 (0,02)	4,0 (0,04)	NMO: (Trend: 16,0; 0,06)	AB: (Trend: 3,4; 0,07)	(Trend: 12,2; 0,1)	BRSI: 8,8 (0,04)		
<i>Elaphrus uliginosus</i>					2,7 (0,05)			
<i>Dyschirius globosus</i>	16,7 (0,01)		NMO: (Trend: 19,1; 0,09)		(Trend: 19,2; 0,09)			

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Leistus terminatus</i>	5,6 (0,01)	(Trend: 8,5; 0,07)		AB: (Trend: 6,1; 0,1)	(Trend: 16,7; 0,06)			(Sonst.): 20,4 (0,03)
<i>Agonum thoreyi</i>	1,2 (0,02)		NMO: (Trend: 5,0; 0,08)		(Trend: 7,8; 0,07)	BRSI: (Trend: 7,2; 0,08)		
<i>Panagaeus cruxmajor</i>			NMO: (Trend: 4,4; 0,07)		(Trend: 5,4; 0,06)	BRSI: (Trend: 5,6; 0,1)		
NMO								
<i>Acupalpus flavicollis</i>	3,2 (0,01)		NMO: 22,9 (0,04)	OM: (Trend: 3,3; 0,07)	(Trend: 9,1; 0,1)		NM: (Trend: 20,1; 0,09)	NMO: 35,7 (0,04)
<i>Stenolophus mixtus</i>	1,5 (0,02)		NMO: 16,3 (0,04)		8,7 (0,03)		NM: (Trend: 11,9; 0,07)	
<i>Acupalpus parvulus</i>	(Trend: 1,2; 0,06)		NMO: 10,9 (0,02)				NM: (Trend: 9,4; 0,1)	NMO (Trend: 14,3; 0,09)
<i>Demetrias atricapillus</i>			NMO: 7,1 (0,03)		(Trend: 2,7; 0,06)		NM: (Trend: 7,1; 0,1)	
<i>Demetrias imperialis</i>			NMO: 7,1 (0,03)		(Trend: 2,7; 0,06)		NM: (Trend: 7,1; 0,1)	
<i>Chlaenius nigricornis</i>			NMO: 7,1 (0,05)		2,7 (0,05)			
<i>Dromius longiceps</i>			NMO: 7,1 (0,05)		(Trend: 2,7; 0,1)			
<i>Dyschirius aeneus</i>			NMO: 7,1 (0,05)		2,7 (0,05)			
<i>Odocantha melanura</i>			NMO: 7,1 (0,03)		(Trend: 2,7; 0,06)		NM: (Trend: 7,1; 0,1)	
<i>Acupalpus dubius</i>			NMO: 6,3 (0,04)					
<i>Agonum gracile</i>	2,1 (0,02)		NMO: (Trend: 6,5; 0,06)					
<i>Amara communis</i> (s.str.)			NMO: (Trend: 4,3; 0,09)					
<i>Bembidion lunulatum</i>	2,5 (0,01)	6,3 (0,01)	NMO: (Trend: 7,4; 0,08)	AB: (Trend: 4,4; 0,06)				
<i>Omophron limbatum</i>			NMO: (Trend: 6,4; 0,06)		(Trend: 2,3; 0,06)			
<i>Amara lunicollis</i>	8,1 (0,02)							NMO (Trend: 28,4; 0,06)
<i>Calathus fuscipes</i>								NMO (Trend: 12,6; 0,1)
OM								
<i>Pterostichus diligens</i>	54,9 (0,01)	ORG: 58,3 (0,01)	NMO: 28,1 (0,02)	OM: 51,8 (0,01)			NM: 17,4 (0,02)	NMO: 36,3 (0,02)
<i>Pterostichus rhaeticus</i> (s.str.)	49,4 (0,01)	ORG: 39,0 (0,02)		OM: 38,8 (0,01)				STA (Trend: 19,5; 0,08)
FH (nachrichtlich)								
<i>Agonum lugens</i>	1,0 (0,04)							

Mit *Agonum emarginatum* und *Pterostichus minor* erzielen zwei Arten auf Habitattypen-Ebene (innerhalb der Feuchthabitate) signifikante (und auch mäßig hohe) IndVal für das CEA, nur bei ersterer Art ist dies aber auch der insgesamt höchste Testwert in der Testserie.

Drei weitere Arten weisen für Bruchwälder und -gebüsche (BRU) den höchsten IndVal-Wert auf.

Sechs Arten haben ihre stärkste Beziehung im ISA-Test zu Bruchwald- und Niedermoor-Standorten (BRUS, BRSI). Das Verfahren errechnet für 10 Arten im Kontext der offenen Niedermoore auf einer der verschiedenen Testebenen den höchsten Testwert. Für zwei weitere Arten trifft dies für alle Typen offener organischer Standorte (Hoch- und Niedermoore) zu.

Bei nicht wenigen Arten zeigen die Testergebnisse über die Testebenen hinweg in Bezug auf die Nutzung von Habitaten eine „Durchdringung“ mit anderen Habitatkomplexen wie den Auwäldern (zusammengefasst zu AB) oder den Niedermooren (zusammengefasst auf Standorts-Ebene zu BRU bzw. BRSI), oder den Mooren insgesamt (zusammengefasst zu ORG).

3.8.3.4. Test auf Affinität zu Habitaten und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A.4.6. aufgeführt, zusammen mit den Auwäldern. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Bruchwäldern werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

3.8.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.104. stellt die Arten mit ihren Ergebnissen für ISA und Chi²-Verfahren gegenüber. Testergebnisse, die die Art in Beziehung zu Bruchwäldern (bzw. ihren Standorten) oder einem speziellen Bruchwald-Typ setzen, sind lilafarbig hervorgehoben. Eine Tabelle der Arten, die den maximalen Chi²-Testwert für das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern (AB) erreichen, findet sich im Kapitel Auwald.

Mit *Agonum emarginatum* wird eine Art hoher Stetigkeit (87%) und Treue (32%/19%) in beiden Verfahren dem CEA zugeordnet, und dies mit hohem Chi²-Testwert und relativ hohem IndVal.

Drei Arten sind in beide Verfahren für Bruchwald-Standorte oder intakte Bruchwald-Standorte am höchsten getestet, was als weitgehend gleichläufig angesehen werden kann. Zwei weitere Arten erzielen den höchsten Chi²-Testwert für das CEA, werden in der ISA aber höher für Bruchwald-Standorte bzw. Bruchwald allgemein getestet.

Alle anderen Arten, die von einem der beiden Verfahren CEA oder Bruchwäldern zugeordnet werden, sind im jeweils anderen Verfahren als höchstem Wert entweder Au- und Bruchwäldern gemeinsam, Feuchthabitaten allgemein, oder (einmal) Auwäldern zugewiesen, d.h. nicht gleichläufig in beiden Verfahren dem CEA oder Bruchwäldern. Alle Arten der Tabellen bis auf vier, die in der ISA kein signifikantes Ergebnis erzielen, sind mithin in beiden Verfahren Feuchtgebietsbewohner, nur eben mit anderem Optimalhabitat laut Testergebnissen.

Vierzehn Arten testen im Chi²-Test auf HT-Ebene für das CEA am höchsten, acht Arten sogar insgesamt. Vier weitere testen auf HT-Ebene maximal für Ohrweidengebüsche (OWG), zwei davon hierfür auch insgesamt am höchsten.

Acht Arten werden von der ISA auf einer der Testebenen Bruchwäldern zugeordnet, eine davon mit *Agonum emarginatum* auf HT-Ebene (allerdings in der ISA nur unter den Feuchthabitaten durchführbar, s.o.), und dies gleichläufig mit dem Chi²-Verfahren.

Tab. 3.104.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Bruchwald (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); ohne Arten, die nur für FH oder MIN/ORG, oder zugleich auch den höchsten Testwert für offene Niedermoore erreichen; lila=Testbezug zum Bruchwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Agonum emarginatum</i>	CEA	237,6387	CEA	BRU>BRUS>BRSI>AB>FH	CEA	39,0
<i>Badister dilatatus</i>	CEA	118,7962	CEA	BRU>BRSI>BRUS>AB>FH	BRU	9,1
<i>Badister unipustulatus</i>	CEA	118,7962	CEA	BRU>BRSI>BRUS>STA>AB	BRU	9,1
<i>Badister sodalis</i>	CEA	81,7788	CEA	AB>SAN>BRU=WHI>BRSI	WHI	11,8
<i>Bembidion mannerheimii</i>	CEA	73,5108	CEA	(FEUES>BRU>AB>BRSI>BRUS)	FH, MIN	5,7
<i>Agonum piceum</i>	CEA	59,3323	CEA	BRU>BRSI>BRUS>AB		
<i>Badister peltatus</i>	CEA	59,3323	CEA	BRU>BRSI>BRUS>AB		
<i>Agonum lugens</i>	CEA	13,4140	CEA	BRU>ORG>BRSI>BRUS>(FH)	FH	1,0
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	OWG	63,2152	OWG	BRSI>BRUS>NMO>NM>BRU		
<i>Leistus ferrugineus</i>	OWG	54,4256	OWG	SAL>SAN>BRU=WHI>AB		
<i>Pterostichus minor</i>	BRSI	162,1547	CEA	(BRUS>FH>CEA>BRU>ORG)	BRUS	53,6
<i>Agonum fuliginosum</i>	BRSI	137,3398	NMO	(BRUS>FH>ORG>BRU>AB)	BRUS	51,1
<i>Oodes helopioides</i>	BRSI	63,2341	SAL	BRUS>NM>SAN>SAL>WHI	BRSI	8,8
<i>Leistus terminatus</i>	BRSI	57,3426	CEA/STA	BRUS>AB>FH>NM>ALN	FH	5,6
<i>Agonum thoreyi</i>	BRSI	41,2614	OWG	BRUS>BRU>OWG>NM>CEA	FH	1,2
<i>Bembidion guttula</i>	BRSI	41,0076	FRU	BRUS>AB>FRU>BRU>FH	FH, MIN	2,5
<i>Agonum gracile</i>	BRSI	34,3066	NMO	BRUS>NMO>NM>BRU>ORG	FH	2,1
<i>Elaphrus cupreus</i>	AB	207,5529	CEA	CEA>AW>ALN>ALNS>STA	FH, MIN	26,7
<i>Pterostichus anthracinus</i>	AB	85,4389	CEA	SAN>FEUES>WHI>CEA>AW	FH, MIN	5,3
<i>Epaphius secalis</i>	FH	70,4757	OWG	(AB>OWG>AW>ALN>HMO)	AB	12,8
<i>Carabus granulatus</i>	AB	200,5005	CEA	AW>FEUES>BRUS>CEA>FH	BRUS	32,3
<i>Patrobus atrorufus</i>	AB	270,1722	CEA	BRU>AW>ALN>BRSI>FEUES	BRU	37,0

Keine Art wird nur über das ISA-Verfahren, und nicht zugleich auch über die Chi²-Testserien Bruchwäldern zugewiesen.

3.8.3.6. Zusammenfassung der Chi²-Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabelle 3.105. stellt den Testergebnissen das Ergebnis der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber.

Vier Arten können demnach in bayerischen Erlen-Bruchwäldern als Charakterarten gelten, weitere sechs als Charakterarten intakter Bruchwald-Standorte, weil sie neben Bruchwäldern in mindestens gleichem Maß auch in offenen Niedermooren vorkommen. Vier Arten sind hier als Charakterarten für Au- und Bruchwälder (AB) aufgelistet (vgl. auch Tab. 3.95.), da sie zugleich ihren maximalen HT-Testwert für Erlen-Bruchwald erzielen.

Tab. 3.105.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Bruchwälder

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höchster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Agonum emarginatum</i>	CEA	237,6387	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Badister dilatatus</i>	CEA	118,7962	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Badister unipustulatus</i>	CEA	118,7962	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Badister sodalis</i>	CEA	81,7788	CEA	>	>	+	N	+	
<i>Bembidion mannerheimii</i>	CEA	73,5108	CEA	>	>	+	N	(+)	
<i>Agonum piceum</i>	CEA	59,3323	CEA	>	>	+	N	K	
<i>Badister peltatus</i>	CEA	59,3323	CEA	>	>	+	N	(+)	
<i>Agonum lugens</i>	CEA	13,4140	CEA	+	+	+	N	K	C
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	OWG	63,2152	OWG	>	>	+	N	K	
<i>Leistus ferrugineus</i>	OWG	54,4256	OWG	>	>	N	N	K	
<i>Pterostichus minor</i>	BRSI	162,1547	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Agonum fuliginosum</i>	BRSI	137,3398	NMO	+	+	+	N	+	C
<i>Oodes helopioides</i>	BRSI	63,2341	SAL	+	+	+	N	K	C
<i>Leistus terminatus</i>	BRSI	57,3426	CEA/STA	+	+	+	N	+	C
<i>Agonum thoreyi</i>	BRSI	41,2614	OWG	+	+	+	N	K	C
<i>Bembidion guttula</i>	BRSI	41,0076	FRU	>	>	+	N	K	
<i>Agonum gracile</i>	BRSI	34,3066	NMO	+	+	+	N	K	C
<i>Patrobus atrorufus</i>	AB	270,1722	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Elaphrus cupreus</i>	AB	207,5529	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Carabus granulatus</i>	AB	200,5005	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Pterostichus anthracinus</i>	AB	85,4389	CEA	+	+	+	N	+	C
<i>Epaphius secalis</i>	FH	70,4757	OWG	+	+	+	N	N	

In Abb. 3.46. (im Abschnitt Auwald) sind die Arten bei den Einheiten der jeweils höchsten Chi²-Testwerte eingetragen.

3.8.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Intakte, d.h. nasse Schwarzerlen-Bruchwälder zeichnen sich über alle Quellen hinweg (Schiller 1973, 1975, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1996, Stegner 1998a, Stegner 1998b, Stegner 1999, Stegner 2000, Bezdek et al. 1997, Bezdek 2002, Sustek 2004) durch ein relativ einheitliches Bild der Artenausstattung aus. Allerdings enthält diese Fauna praktisch keine vollständig auf Bruchwälder beschränkten Arten, sondern stellt eine charakteristische Mischung aus Arten der Au- und Feuchtwälder und Ufer, der oligotrophen Moore, teilweise auch der mesotrophen Moore, sowie bodensaurer „Landwälder“ dar.

Auffallend ist, dass im Gegensatz zu den Auwäldern bei den Bruchwäldern keine Art regelmäßig auch in Kulturhabitaten vorkommt. Ferner ist auffällig, dass im Gegensatz zu den Moorwäldern (s.u.) keine Art Arealbeschränkungen unterliegt, also relikitär nur in bestimmten Landesteilen verbreitet ist.

Den Arttabellen zufolge haben Bruchwälder mit den Mooren, Moorwäldern und Niedermooren auf der einen sowie den Au- und Sumpfwäldern auf der anderen Seite erhebliche Schnittmengen, und es gibt - zumindest in Bayern - praktisch keine Arten, die ausschließlich in dieser Habitattypengruppe auftreten. Für die meisten Arten, die Bruchwälder nutzen können, ist entweder auch Moorwald, oder aber auch Auwald ein geeigneter Lebensraum. Ausnahmen sind u.a. einige *Badister*-Arten, die aber auch in **Versumpfungsbereichen von Auwäldern mit Akkumulation organischer Materialien** (Seggen- oder Laubstreu) vorkommen können.

Niedermoore

Niedermoore treten natürlicherweise in einer großen Bandbreite von Erscheinungsformen (allein bezüglich der Trophie) auf. Viele offene Niedermoore sind das Ergebnis der Rodung von Bruchwäldern oder der Abtorfung von Mooren und daher Sekundärlebensräume. Als solche wären sie nicht Gegenstand vorliegender Arbeit. Niedermoore wurden in vorliegende Untersuchung ausschließlich als Vergleichsstandorte zu Bruchwäldern aufgenommen, um für die entsprechenden Tests und Vergleiche auch deutlich minerotroph beeinflusste unbewaldete Moorstandorte berücksichtigen zu können. Es ist daher auch kein Ziel der Arbeit, charakteristische Arten für diesen Lebensraum abzuleiten, was anderen Studien vorbehalten bleiben muss. Hier kann aber - z.B. als Ansatzpunkt für weitere Erhebungen und Auswertungen - die Artkomponente benannt werden, die im vorliegenden Datenmaterial ihren maximalen χ^2 -Wert für Niedermoore aufweist. Die in Tabelle 3.106. aufgeführten Arten erreichen ihr χ^2 -Testmaximum für offene Niedermoore (NMO) bzw. Niedermoor-Röhricht (NMR).

Tab. 3.106.: Arten mit χ^2 -Testmaximum für offene Niedermoore bzw. Niedermoor-Röhricht (NMR).

Art	χ^2 max.
<i>Acupalpus flavicollis</i>	NMO: 119,2913 (<0,0001)
<i>Stenolophus mixtus</i>	NMO: 109,2453 (<0,0001)
<i>Chlaenius nigricornis</i>	NMO: 74,4157 (<0,0001)
<i>Dyschirius aeneus</i>	NMO: 74,4157 (<0,0001)
<i>Elaphrus uliginosus</i>	NMO: 74,4157 (<0,0001)
<i>Acupalpus parvulus</i>	NMO: 57,4084 (<0,0001)
<i>Demetrias atricapillus</i>	NMR: 904,0000 (<0,0001)
<i>Demetrias imperialis</i>	NMR: 904,0000 (<0,0001)
<i>Dromius longiceps</i>	NMR: 904,0000 (<0,0001)
<i>Odocantha melanura</i>	NMR: 904,0000 (<0,0001)

Hierher gehören tendenziell jene Arten nicht, die für das Konvolut intakter Bruchwald- und Niedermoorstandorte (BRSI) maximal testen, und mithin auch in Bruchwäldern mit gewisser Regelmäßigkeit auftreten. Ihr Vorkommen auf mineralisch beeinflussten Torfstandorten unterschiedlicher Ausprägung legt die Vermutung nahe, dass Bruchwälder, und nicht die ja oft sekundär aus Bruchwäldern entstandenen Niedermoore die ursprüngliche (Haupt)heimat diese Arten sind. Bei den an offene Niedermoore gebundenen Arten handelt es sich vielmehr um solche, die hohe Anteile organischer Substanz fordern oder doch zumindest tolerieren, sehr hohe Wassersättigung und auch Überstau fordern oder tolerieren, und zugleich starke Baumbeschattung meiden. Da auch nicht-baumgeprägte Niedermoorbiotope durch hohen Pflanzenaufwuchs (wie Röhricht) oftmals zumindest teilweise schattig sind, trifft dies nach der Literaturlauswertung (Anlage 5) nur auf einen Teil der Arten zu. Es sind ferner auch durchwegs Arten, die in ombrotrophen Mooren weitgehend fehlen.

Auch diese Arten werden in der Anlage 5 Literatur-referenziert. Viele der Niedermoor-Arten können auch in **mineralischen Nasswiesen** vorkommen, und die Übergänge organischer Anreicherung infolge lang andauernden hohen Wasserstandes und dadurch gehemmter Zersetzung der organischen Substanz sind fließend. Die wenigsten Niedermoor-Arten scheinen der Literatur zufolge ganz strikt an den Lebensraum Niedermoor gebunden zu sein, und nicht auch in mineralisch beeinflussten, jedenfalls offenen Feuchtlebensräumen (z.B. mineralischen Feuchtwiesen und Ufern) vorzukommen, und können dennoch als charakteristische Arten, ja ggfs. auch als Charakterarten der Niedermoore gelten.

Odocantha melanura, *Demetrias imperialis*, *Agonum thoreyi* und *Dromius longiceps* sind bereits durch ihre längliche Körperform und an das Klettern an Halmen adaptierten Tarsen hoch spezialisierte **Röhrichtbewohner** (Fritze 1998, Bräunicke & Trautner 2002), die laut Testergebnissen ebenfalls zu den Niedermoorarten zu stellen sind, auch wenn sie zumindest teilweise auch in Uferröhrichten usw. auf mineralischen Nassböden vorkommen.

Einige Arten wie *Elaphrus uliginosus* präferieren laut Literatur und auch nach den Testergebnissen Niedermoore deutlich, und treten in Bayern nicht in Hoch- oder Übergangsmooren, in mineralischen Feuchtwäldern oder Bruchwäldern auf. Wie bei vielen anderen Habitat-Zusammenhängen sind diese Präferenzen und Vorkommensgrenzen aber oft nur regional gültig. So fand Sustek (2004) *E. uliginosus* in der Slowakei auch im Bruchwald.

Vertiefende Auswertungen zu diesem überwiegend stark anthropogen ge- und überprägten Lebensraum müssen wie dargestellt jedoch anderen Arbeiten vorbehalten bleiben.

Manche der Arten wie *Acupalpus flavicollis* und *Amara communis* (s.str.) können in entwässerte, **verheidete Hochmoore** eindringen, deren Torf durch Luftzutritt mineralisiert ist. Auch das spricht nicht grundsätzlich gegen die Eigenschaft als charakteristische Art der Niedermoore, da die Verheidung mit einer Vererdung der Torfe einhergehen, und in den Gräben oftmals ein gewisser Mineralbodenwasser-Einfluss auftreten kann.

Übergangsmoore

Eine kleine Gruppe von Arten besiedelt saure bzw. oligotrophe Übergangs- und Verlandungsmoore, fehlt jedoch in reinen Niedermooren ebenso wie in Hochmooren und in Bruchwäldern offenbar völlig. In Hochmooren treten diese Arten nur auf, wenn diese durch Abbau in ein früheres Sukzessionsstadium (oligotrophes Verlandungsmoor) versetzt werden.

Zu den Arten dieses Habitattyps gehören gemäß Literatur einige Arten wie *Pterostichus aterrimus*, *Agonum hypocrita*, *Agonum gracile* und *Chlaenius sulcicollis*. In einem überwiegend mineralisch geprägten Moorgebiet mit Nähe zu einem Voralpensee wurden in Übergangsmooren verschiedener Ausprägung beispielsweise u.a. *Agonum hypocrita*, *Chlaenius sulcicollis*, *Trichocellus placidus*, *Badister peltatus* und *Agonum gracile* gefunden (Siuda 2005). Manche dieser Arten (z.B. *Chlaenius sulcicollis*; Lorenz, mdl. Mitt.; Trautner & Rietze 2000) treten möglicherweise bevorzugt in Seeufer-Vermoorungen auf.

Viele der Arten dieses Habitates weisen heute eine sehr disjunkte Verbreitung auf, wobei es aber denkbar erscheint, dass diese meist die Folge eines Rückganges im Anthropozän ist. Allen diesen Arten ist im Gegensatz zu den meisten Hochmoor-Bewohnern eine Flugfähigkeit oder zumindest makroptere Flügelausbildung zu eigen. Ferner sind sie überwiegend auch nicht so ausgesprochen nordisch verbreitet, d.h. fehlen überwiegend auch in Südeuropa nicht (z.B. Apfelbeck 1904), auch wenn sie dort z.T. bevorzugt oder ausschließlich in höheren Lagen vorkommen.

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Anders als Hochmoore und ihre Moorwälder weisen Bruchwälder und auch ihre offenen Kontakthabitate eine deutlich weniger als relikitär zu kennzeichnende Lebensgemeinschaft auf. Die Ursache dürfte in der zumindest ursprünglich wohl bis in die neuere Zeit oft gegebenen Vernetzung über die Bach- und Flusstäler zu suchen sein, sowie in der nicht gegebenen Bindung an extrem Kältestandorte und höhere Lagen. Ferner ist Flugfähigkeit ein spezielles Attribut mancher auf diesen Lebensraum relativ stark spezialisierte Arten, um winterlichen Überstauungen ausweichen zu können (Meißner 1997, Stegner 1999). Zahlreiche der für Bruchwälder charakteristischen oder hier hochsteten Arten fand beispielsweise Topp (1988) als Irrgäste auf einer mehr als 10 km Luftlinie vom Festland entfernten, neu entstandenen Insel vor der deutschen Küste, als Zeichen ihrer beträchtlichen Ausbreitungsfähigkeit. Viele der Arten kommen auch in Nordeuropa im Kontext der Brüche („Waldsümpfe“) und mineralisch beeinflusster Moortypen vor (z.B. Renkonen 1938, Krogerus 1960, vgl. Anl. 5), zugleich aber auch in Teilen Südeuropas (z.B. Negru & Rosca 1969, Casale & Giachino 1994). Boreomontan oder -alpin verbreiteten Arten fehlen unter den Bruchwald-Arten, was sich auch dadurch erklärt, dass die Schwarzerle, unter anderem

wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber Schneebruch, eine relativ niedrige Höhengrenze aufweist.

3.8.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Mehrere Arten dieses Habitattyps, wie *Badister dilatatus*, sind gefährdet (Kat. 3), manche wie *Agonum lugens* sogar stark gefährdet (Kat. 2) oder wie *Badister unipustulatus* vom Aussterben bedroht (Kat. 1).

Zwei Arten hoher Schutzverantwortung mit möglicherweise stärkerer Affinität zu Bruchwäldern (Müller-Kroehling 2013a) sind *Patrobis australis* und *Agonum scitulum*, die beide in Bayern nur sehr regional verbreitet sind. Zu besonderen Verantwortungsräumen für den HT in Bayern ist keine Aussage möglich, da mangels Kartierung der geschützten Waldlebensräume auf der einen und nichtgegebenen FFH-Anhang I-Zugehörigkeit auf der anderen Seite der Kenntnisstand zum Vorkommen in Bayern schlecht ist. Die im Feilenforst des Donaumooses (als zumindest ursprünglich größtem Niedermoorgebiet Bayerns) untersuchten NWRe erwiesen sich als artenreich und Heimat spezialisierter und gefährdeter Arten.

Aus dem im Text nachgewiesenen Zusammenhang vieler Arten mit einem nassen Wasserhaushalt wird klar ersichtlich, dass die Erhaltung und Wiederherstellung eines solchen Wasserhaushalts, wo immer möglich, die wichtigste Maßnahme dieses Habitatkomplexes darstellt.

3.9. Moorwälder und ombrotrophe Moore

3.9.1. Charakterisierung und Schlüsselfaktoren.

Regenmoor-Systeme weisen durch die Kombination aus Nässe, Kälte und Nährstoffarmut ausgeprägt extreme Lebensraumbedingungen auf. Häufig sind sie als Komplexe realisiert (Müller 1991), in denen teilweise nur kleinstandörtlich Bedingungen gegeben sind, die Baumwachstum- bzw. Waldwachstum ermöglichen. Krüppelbaumwachstum auf Bult-Schlenken-Strukturen lässt Übergänge zwischen ganz offenen Mooren und Moorwäldern verwischen. Moorwälder stellen einen sehr vielfältigen Lebensraum dar, in dem je nach Typ Nadel- oder Laubbaumarten dominieren, und sehr lichte oder recht schattige Bedingungen auftreten können. Allen gemeinsam ist lediglich die moortypische Nässe (Feuchtigkeits-Überschuss), Säure und Kälte der Habitats. Intakte Mooregebiete verfügen über ein regionales Kälteklima, was sich neben der deutlich längeren Schneelage sogar in lokalen Niederschlagsereignissen und erhöhter Nebelhäufigkeit manifestieren kann (Priehäuser 1956, Priehäuser 1974). Das Vorhandensein der genannten Faktoren gemeinsam bedingt, dass Moore in Mitteleuropa zu den Lebensräumen mit den extremsten Bedingungen gehören.

Spirkenfilze (Abb. 3.51.) sind ein Spezifikum der Moore des südlichen Mitteleuropas (Lutz 1956). Eine Theorie besagt, dass sich die Spirke oder Moorkiefer (*Pinus rotundata*) als natürlicher Artbastard der Hakenkiefer (*P. uncinata*) mit der Waldkiefer (*P. sylvestris*) und/oder Latsche (*P. mugo*) gebildet hat, und mit diesen auch immer noch teilweise bastardisiert (von Sengbusch 2006), auch wenn zwar die sporadische Bastardierung, nicht aber die hybridogene Entstehung genetisch belegt wurde (Schmid 2000). V.a. im westlichen Teil der Verbreitung wird sie näher zu *P. uncinata* gestellt (Freléchoux et al. 2000), im östlichen hingegen eher mit *P. mugo* zur „Bergkiefer“ zusammengefasst. Letztere bildet nur sehr selten baumförmige Individuen aus (Hohenstatter 1973).

Die fast ausschließlich in Mooren vorkommende Spirke verfügt über Anpassungen an den Lebensraum Moor, der in Bezug auf Baumwachstum alle putativen Elternarten und alle anderen heimischen Baumarten übersteigt. Spirkenfilze stellen daher den einzigen baumförmigen Habitattyp auf Hochmoorstandorten dar (Hohenstatter 1973), während Fichte und Waldkiefer intakte Hochmoorstandorte in der Regel nur als Krüppelformen besiedeln können, die Moorbirke am Randlagg zurücklassend, und die Latsche strauchförmig bleibt. Grund für diese Alleinstellung ist die Fähigkeit der Spirke, mittels Adventivwurzeln mit dem wachsenden Hochmoor mitzuwachsen (Neuhäusl 1990, Schmid et al. 1995). Unter bestimmten Bedingungen dominieren Spirken auch minerotroph beeinflusste Moore (Wagner 2000), doch ist ein solcher minerotropher Einfluss keine Voraussetzung für ihr Vorkommen oder ihre Dominanz. Sie ist daher auch nicht etwa auf Übergangsmoore beschränkt, auch wenn sie hier besonders imposante Bestände bilden kann (z.B. Rösler 1994).

Das Verhältnis von Spirkenaufwuchs und offenen Bereichen in Hochmooren kann im Laufe der Entstehungsgeschichte des Moore in Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen schwanken, was dann in Holzhorizonten des Torfkörpers seinen Niederschlag findet (z.B. für das Fichtelseemoor Schmidt 1910, Reissinger 1933, Firbas & von Rochow 1956). Lutz (1956) betont, dass sämtliche vegetationskundlichen Aufnahmen aus bayerischen Spirkenfilzen „einen starken Wechsel von Vaccinio-Piceetalia-Arten einerseits und von Sphagnetalia-Arten andererseits“ zeigen. Auch wenn Spirkenfilze als nicht bewirtschaftete, von selbst angesamte Vegetationsform als „Urwald“ gelten (Hohenstatter 1973) ist umstritten, wie ursprünglich ihre Ausdehnung in natürlichen Mooren war. Oberdorfer (1992) und Neuhäusl (1990) zufolge sind Spirkenfilze eine Klimaxgesellschaft naturnaher Moore. Bogenrieder & Sengbusch (2002) gehen hingegen davon aus, dass dieser Waldtyp unter natürlichen Bedingungen nur fragmentarisch oder als Durchgangsstadium auftritt, das dann

meist von Fichten-Moorwald unterwandert und abgelöst wird. Die Ursprünglichkeit von Spirkenfilzen bzw. ihre Beständigkeit als Klimax-Vegetation wird daher von manchen Autoren in Frage gestellt (von Sengbusch & Bogenrieder 2001). Die Spirke kann indes auch sehr nasse Bereiche und (nicht zu schnell) wachsende Hochmoore besiedeln (Neuhäusl 1990, Hohenstatter 1973), und ist daher nicht auf eine oberflächliche Austrocknung infolge Entwässerung angewiesen.

Bedingt durch verjüngungshemmende Effekte der die hochwüchsigeren Spirken begleitenden *Vaccinium*-Arten (Schmidt et al. 1995) sind Spirkenfilze trotz ihres lichten Schirmes meist nicht mehr-, sondern einschichtig aufgebaut, obwohl die Spirke etwas schattentoleranter ist als die Waldkiefer (Schüpfer 1913). Diese Einschichtigkeit der lichten Baumschicht und die Anfälligkeit für Sturmwurf und Schneebruch (von Sengbusch 2004), wenn die Stämme zu hoch werden und das angesichts der hoch anstehenden Feuchtigkeit relativ kleine Wurzelwerk die Stämme nicht zu halten vermag (Neuhäusl 1990), sowie auch der Befall v.a. stärkerer Spirken durch den Buchdrucker (*Ips typographus*) (Schmidt 1993) und z.T. anderen Borkenkäfer-Arten, sorgen dafür, dass intakte Spirkenfilze in der Regel nicht zu Dichtschluss und dem Ausdunkeln lichtliebender Arten der Bodenvegetation tendieren.

Da die Spirke besonders in nassen, von Torfmoosen dominierten Bereichen günstige Keimbedingungen vorfindet, in denen Zwergsträucher nicht vorherrschen (Freléchoux et al. 2000), und sie andererseits als Baum dort günstigere Wuchsbedingungen vorfindet, wo sie in Konkurrenz mit der Fichte treten muss und Zwergsträucher ihre Verjüngung hemmen (von Sengbusch & Bogenrieder 2001), sind hochwüchsige Spirkenbestände z.T. durch eine Unterwanderung mit Fichte bedroht (s.o.). Dies stünde ihrer Einschätzung als Klimaxgesellschaft entgegen. Als alternatives Modell wäre dann denkbar, dass Spirkenfilze sich ähnlich den von der Waldkiefer gebildeten Waldgesellschaften v.a. auf offenen Moorstandorten zyklisch und mithin nicht unmittelbar im Waldbestand erneuern (Bogenrieder & von Sengbusch 2002), und nur auf standörtlich sehr extremen Standorten eine stabile Dauergesellschaft darstellen (Neuhäusl 1990).

In jedem Fall stellen Spirkenfilze die am stärksten auch unter Hochmoor-Bedingungen vorkommende natürliche Waldvegetation dar, die stabile, d.h. sich selbst erhaltende, nicht auf Pflege oder andere Intervention angewiesene, und sich auch selbst verjüngende Bestände in naturnah ausgeprägten, ombrotrophen Hochmoorkomplexen ausbilden kann.



Abb. 3.51.: Spirkenfilz im NWR „Fichtelseemoor“

Das Verbreitungsgebiet in Bayern beschränkt sich auf das Ostbayerische Grenzgebirge mit angrenzendem Oberpfälzer Becken- und Hügelland sowie das Voralpine Moor- und Hügelland, mit Randvorkommen im Schotterriedelland (Dinkelscherbener Moor). Beste

Ausprägungen liegen im Allgäu und Oberbayern (z.B. Kaule 1974, Kaule 1976), Bayerischen Wald (Kaule 1973, Kaule 1975), Oberpfälzer Becken- und Hügelland (Rösler 1994) und im Fichtelseemoor des Fichtelgebirges (Schmidt 1910, Reissinger 1927, Reissinger 1933, Kronberger 1940, Firbas & von Rochow 1956), während bereits in Südostbayern die dortige östliche Verbreitungsgrenze der Baumart erreicht (Hohenstatter 1973) und diese (neben der Latsche) durch die für kontinentalere Moore typischere Waldkiefer abgelöst wird.

Latschenfilze sind durch tendenziell wesentlich trockenere, dichtere Bestockung als Spirkenfilze gekennzeichnet, die sich aus dem basitonem Verzweungsverhalten der Latsche ergibt. Vielfach sind Latschenfilze auf oberflächlich trockenen, vorentwässerten Torfen daher als dichtes Gebüsch ausgeprägt, in dem die Moorvegetation einem erheblichen Schatten und Nadelstreu-Fall ausgesetzt ist. Andererseits finden sich z.T. gerade in verheideten Hochmooren unter den Latschen die letzten Torfmoosreste und Reste spezialisierter Moorpflanzen wie der Rausch- und Moosbeere, so dass man in solchen Situationen von einer „Ammengehölz-Funktion“ sprechen könnte.

Moor- bzw. Karpatenbirken-Moorwald bildet v.a. in der Rhön, der die Spirke (wie auch die Fichte) natürlicherweise fehlt, die Klimaxgesellschaft vieler Moorstandorte, v.a. der Randlaggs und der von Mineralbodenwasser beeinflussten Moorstandorte (Lohmeyer & Bohn 1972, Bohn 1981, Knapp 1977, Schubert et al. 2001). Als Moorgebiet liegt die Rhön zwischen den großen, überwiegend baumfreien, atlantischen Mooren der Norddeutschen Tiefebene und der kontinentaleren, höher gelegenen Moorregion Süddeutschlands. Mit dem Kurzflügler *Boreaphilus henningianus* verfügt sie über eine nordische Art (Dorn 1926), die ein Alleinstellungsmerkmal der Rhönmoore in Deutschland darstellt.

Dieser Moorwaldtyp tritt auf flachgründigen, sehr nassen und nicht extremst nährstoffarmen Torfstandorten aber auch außerhalb der Rhön als Schlusswaldgesellschaft auf (vgl. Neuhäusl 1990).

Waldkiefern-Moorwälder (**Kiefern-Moorwald**) „treten nur auf Zwischenmooren und auf langsam wachsenden Hochmooren auf, wo sommerliche Austrocknungsphasen ein Baumwachstum ermöglichen“ (Heinken 2008, vgl. auch Neuhäusl 1990). Das erklärt, warum sie in Europa eine kontinentale Verbreitung haben. Zum Teil sind sie auch „Sukzessionsstadien nach schwacher Entwässerung natürlicherweise baumfreier Regenmoore“ (Berg et al. in 2004 in Heinken 2008). Moorwald aus Waldkiefern stellt in Bayern nur im äußersten Südosten und Nordwesten (Rhön) die Klimaxvegetation von Mooren, da in den übrigen Teilen Bayerns andere Baumarten wie Fichte, Spirke, Latsche und Moorbirke unter den Bedingungen intakter oder schwach beeinträchtigter Moore konkurrenzstärker sind. Auch hierfür könnte in Südostbayern die Frage der Kontinentalität und das Vorkommen sommerlicher Austrocknungsphasen eine Rolle spielen, in der Rhön speziell auch das natürliche Fehlen von Spirke und Latsche. Auf der Hochfläche des Schwarzen Moores in der Rhön bildet die Waldkiefer einen extrem lichten, von krüppeligen Altbäumen geprägten Komplex aus offenem Hochmoor und Einzelbäumen, der stellenweise den Charakter eines lichten Moorwaldes hat. Zwischen Birken- und Kiefern-Moorwald bestehen zum Teil Übergänge (Schubert et al. 2001).

Fichten-Moorwald kann in sehr verschiedenen Formen auftreten. Ihre Fähigkeit, extreme Kälte zu ertragen (vgl. beim Hochlagen-Fichtenwald) und bei hohem Wasserstand ein sehr flachstreichendes Wurzelsystem zu bilden, erlauben ihr, auch nasse, sehr kalte Moorstandorte zu besiedeln. Natürlicherweise bildet Fichten-Moorrandwald auf dem Randgehänge von Hochmooren einen natürlichen Waldtyp aus, den Peitschenmoos-Fichten-Moorrandwald. Ferner nimmt sie moorige Standorte mit extremer Kälteprägung und zumindest teilweisem Mineralbodenwassereinfluss ein, sowohl in den Tallagen (hier als Aufichtenwald) als auch in den Hochlagen, hier als meist mehr oder weniger krüppelwüchsiges Fichtenfilz, das vielfach in einer „Kampfzone“ in offenes Hochlagen- oder

Quellmoor übergeht, wo die meist kurzadelige, chlorotische Kümmerform der Fichte vollständig auf Bultstandorte beschränkt ist.

Der Begriff „Aufichtenwald“ (vgl. Priehäuser 1952) bezeichnet Fichtenwälder auf Moor- und Anmoorstandorten kalter Tallagen des Bayerischen Waldes und abstrahiert begrifflich von den Hochmoorstandorten (Filze), hat aber zu Auen keinen direkten Bezug, außer, dass in den Aufichtenwäldern natürlich auch kleinere Bachläufe fließen können.

Schlüsselfaktoren: Kälteklima; Wasserüberschuss; Nährstoffarmut; Stabilität des Lebensraumes an sich (Habitatkontinuität, Fehlen abrupter Habitatveränderungen)

Arealgeographie des Lebensraumes in Europa

Arealgeographisch sind Moorwälder und Hochmoore im südlichen Mittel- und v.a. auch in Südeuropa stark auf die Mittelgebirge und Gebirge beschränkt. Bohn et al. (2003) sprechen von der „süddeutschen Gebirgshochmoor-Zone“, die freilich auch die ausgedehnten und zahlreichen Hochmoorgebiete des Voralpenlandes umfasst und mithin nicht streng auf Gebirge beschränkt ist. Spirken-Moorwälder kommen nur im südlichen Mitteleuropa von der Schweiz bis nach Tschechien und nördlich bis zum Erzgebirge vor. Moorbirken-, Kiefern- und Fichten-Moorwälder haben in Nord- und Osteuropa eine weite Verbreitung und bilden hier zum Teil zonale Vegetationsformen des borealen Waldes.

Beziehungen zu anderen Lebensräumen

Wenn im Text von „**Mooren**“ die Rede ist, sind damit im Zweifelsfall Hochmoore und Moorwälder ohne die Nieder- und Übergangsmoore gemeint. D.h., wenn letztere einbezogen sind, ist dies entsprechend begrifflich oder durch den Zusammenhang hervorgehoben. Übergangsmoore werden im Kontext der Arbeit eng definiert, als deutlich minerotroph beeinflusste Moore mit Vorkommen einzelner Hochmoor-Arten in der Bodenvegetation.

Offene Hochmoore-Lebensräume sind mit Moorwald vielfach innig räumlich verzahnt. Neuhäusl (1990) geht davon aus, dass auch unter natürlichen Bedingungen im subkontinentalen Klima des südlichen und östlichen Mitteleuropas erhebliche Teile vieler Hochmoore mit Gehölzen bestanden sind bzw. waren. Bei der Bunttorfmoos-Gesellschaft (*Sphagnetum magellanici*, SPM) intakter Hochmoor-Kerne handelt es sich um natürlicherweise waldfreie Standorte, so dass es besonders bedeutsam erscheint, den Unterschied dieses primär waldfreien Lebensraumes zu Moorwäldern in ihrer Artenausstattung zu vergleichen.

Moorheiden sind ein durch Verheidung, also oberflächliche Abtrocknung nicht abgetorfter Moore, oder aber nach Handtorfstich oder Frästorfabbau auf Resttorfrücken und drainierten Torfen entstehender Lebensraum, für den weniger eine lebende Torfmoosdecke als das Substrat trockenen Torfes mit Bewuchs v.a. von Ericaceen und z.T. auch Flechten typisch ist. Diese trockenen Torfsubstrate erwärmen sich gut und sind gut grabbar, so dass ein Lebensraum entsteht, der gegenüber dem wachsenden Torfmoos-Rasen des intakten Hochmoores eine veränderte Artenzusammensetzung erwarten lässt. Auch in **Stillstandskomplexen** von Mooren (vgl. Kaule 1974) können Bereiche vorkommen, die Moorheiden ähneln, so dass diese nicht als vollständig anthropogen entstandenes Habitat zu werten sind.

Moorwälder weisen Gemeinsamkeiten mit anderen, **bodensauren natürlichen Nadelwäldern** (*Vaccinio-Piceetalia*) auf, mit denen sie nicht nur hohe (Luft)feuchtigkeit und schlecht zersetzte organische Substanz gemeinsam haben, sondern im Fall der Hochlagen-Fichtenwälder v.a. auch eine ausgeprägte Kältetönung. Vegetationskundlich treten in Moorwäldern sowohl Arten der Nadelwälder (*Vaccinio-Piceetalia*-Arten) als auch solche der

Hochmoore (Sphagnetalia-Arten) „in wechselnd starken Anteilen“ auf (Lutz 1956, Braun-Blanquet et al. 1939 in Lutz 1956).

Unterschiedene Habitattypen und Konvolut-Bildung

Der graphische (Abb. 3.52.) und tabellarische (Tab. 3.107.) Überblick zeigt die im Kontext der Moore unterschiedenen, wichtigsten Habitattypen und ihrer Konvolute.

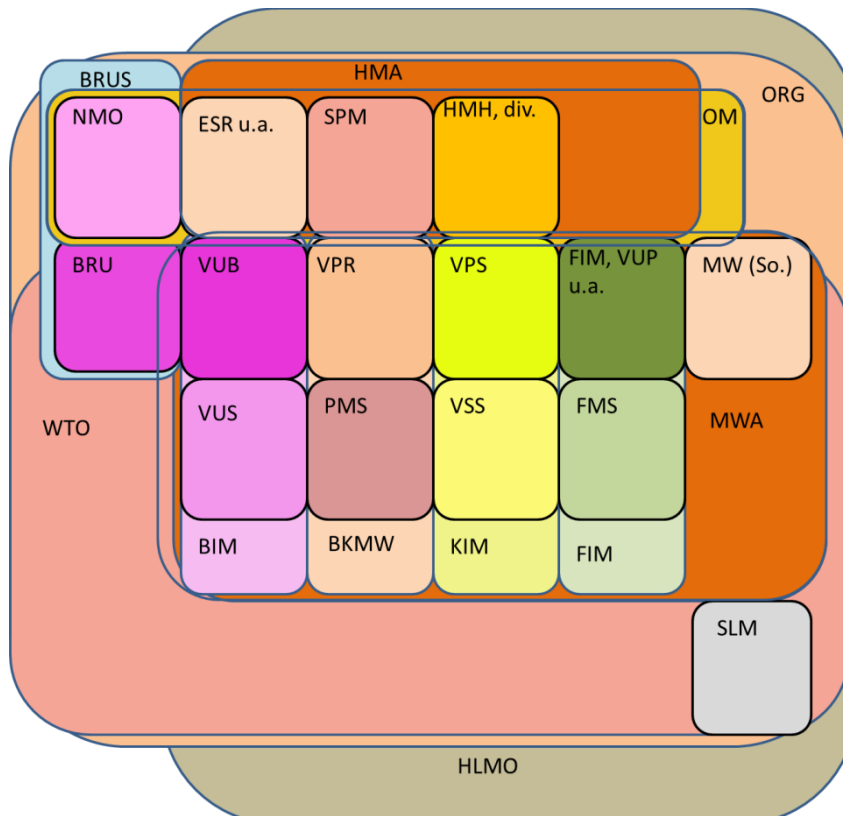


Abb. 3.52.: Zusammenhang/Typisierung der offenen Moore und Moorwälder und der von ihnen gebildeten Konvolute (schematisch, vereinfacht; Abkürzungen sh. Tabelle 3.107. und Anlage 1).

Es ist eine größere Zahl von Moorwaldtypen zu unterscheiden, die von den Baumarten Moorbirke, Bergkiefer, Waldkiefer und Fichte dominiert werden. Für diese sind jeweils die primäre Variante (im Falle der Fichten- und Moorkiefern-Wälder: mehrere primäre Varianten vorhanden) und die zugehörige sekundäre Variante aufgeführt (entfällt beim Bergkiefern-Moorwald). Solche sekundären Bestockungen sind dann gegeben, wenn ein Moorwald nach Veränderung des Standorts entstanden ist, aber dennoch heute als Habitattyp anzusprechen ist. Die offenen Hochmoore und v.a. auch die recht zahlreichen zu unterscheidenden Habitattypen veränderter Hochmoore sind hier nur anhand der wichtigsten Typen dargestellt.

Wichtige Kontakthabitate in der Darstellung sind Niedermoore, mit denen zusammen die Einheit OM (offene Moore) gebildet wird. Mit diesen zusammen und den Bruchwäldern bilden die Hochmoore und Moorwälder das Konvolut von Habitaten organischer Standorte.

Die zahlreichen Möglichkeiten, Habitate anhand ihrer Bewaldung, des Moorcharakters (Mineralbodenwassereinfluss), der Entstehungsgeschichte, Intaktheit oder Besonderheiten der Höhenlage zusammenzufassen, sind so vielfältig, dass die Liste der entsprechenden Einheiten sehr lang ist.

Tab. 3.107.: Moorwälder, Kontakthabitate und von ihnen mit gebildete Konvolute

Abkürzung	Beschreibung Einheit	Verschlüsselung
ORG	Alle Habitate auf organischen Standorten (incl. Bruchwald und Niedermooren)	HTB3=5; HTS2=8+9; eigenes Merkmal „ORG“
MA	Alle Moorstandorte, bewaldet und unbewaldet, einschließlich Niedermooren, aber ohne Bruchwald	HTB3=6
OMI	Ombrotrophe Moore, bewaldete und unbewaldet, weitgehend intakt	HTB1=23+26
OMBR	Ombrotrophe Moorstandorte (alle)	HTS2=9
MWA	Moorwald alle (incl. unspezifiziertem)	HTB2=11; HTB3=7 (identisch)
MWP	Moorwald, pflanzensoziologisch intakt (LRT-Eigenschaft)	HTB1=23
MWSI	Bewaldete Moorstandorte (intakt); ohne Bruchwald	HTS1=19
WMO	Wald auf Moorstandort (unabhängig von sonstigen Merkmalen, ohne Bruchwald)	HTB2=10+11
WTO	Wald auf Torfstandort, incl. Bruchwald	HTB2=8+10+11
FOT	Nadelforst auf Torfstandorte, ohne LRT-Eigenschaft	HTB2(X)=10
VPR	Spirkenfilz	HT=501
PMS	Latschenfilz	HT=510
VPS	Waldkiefern-Moorwald (primär)	HT=520
VSS	Waldkiefern-Moorwald (sekundär)	HT=521
VPA	Waldkiefern-Moorwald (alle)	HT=520+521
VUP	Rauschbeer-Fichten-Moorwald (höherer Lagen)	HT=530
CVP	Aufichtenwald (Fichten-Moorwald kalter Tallagen)	HT=531
HLFIM	Fichtenmoorwald der Hochlagen	HT=530+533
BPV	Fichten-Moorrandwald	HT=532
FIM	Fichten-Moorwald, natürlich	HT=530-533
FIMA	Fichten-Moorwald alle (natürlich und halbnatürlich)	FIM + FMS (HT 535)
VUB	Birken-Moorwald (primär)	HT=540
BIM	Birken-Moorwald (primär und sekundär)	HT=540-542
BKMW	Bergkiefern-Moorwald (Spirkenfilz und Latschenfilz)	HT=501+510
KIM	Waldkiefern-Moorwald (primär und sekundär)	HT=520+521
SPM	Bunttorfmoos-Rasen	HT=551
CRS	Schnabelseggen-Torfmoos-Gesellschaft	HT=563
OM	Offene Moore (HM, NM), alle	HTB3=6
HM	Offene Hochmoore (ohne Moorheiden, ohne Übergangsmoore)	HTB1=26, HTS1=20
HMA	Offene Hochmoore, alle (incl. Heiden, ohne übrige Sekundärhabitate und Übergangsmoore)	HTB1=26+28
AMA	Armmoore offen alle, incl. Heiden und Sekundärhabitaten incl. Übergangsmoore	HTB2=12
HMI	Offene Hochmoor-Standorte, weitgehend Intakt	HTS1=20; HTB1=26 (identisch)
HMH	Offene Hochmoor-Standorte, verheidet	HTS1=22; HTB1=28 (identisch)
GHM	Von grasartiger Vegetation geprägtes Habitat auf Hochmoortorf (ESR, ETC, EAG, CRS)	HT=560-563
MHO	Moorheide auf überwiegend offenem Torf	HT=570
MHF	Hochmoor-Flechtenheide (Flechten + <i>Calluna</i>)	HT=571
MFO	Moorheide, mit hohem Rohboden- oder Flechten-Anteil (MHO+MHF)	HT=570+571
VUG	Rauschbeer-Moorheide	HT=572
SLM	Sonstiger Lebensraum auf ombrotrophen Moorstandort	HTB1=25 + 27
HMHSEK	Hochmoorstandorte, sekundäre Habitate (Torfstiche, Grabenränder, Ufer künstlicher Moorgewässer), incl. Heiden	HB1X=22
HMSEK	Hochmoorstandorte, sekundäre Habitate (Torfstiche, Grabenränder, Ufer künstlicher Moorgewässer), außer Heiden	HTS1=23
BRUS	Bruch- und Niedermoorstandorte (sh. auch beim Bruchwald)	HTS2=8

Gemeinsamkeit des Konvolutes GHM ist v.a. eine durch Gräser, Sauer- und Wollgräser und Seggen geprägte Raumstruktur.

Moore wurden nach der dominierenden Vegetation und Entstehungsart dem Typ „Hochmoor“ oder „Übergangsmoor“ zugeordnet, im Zweifelsfall dem Typ Hochmoor, das insofern auch sogenannte „Pseudohochmoore“ enthält. Als Übergangsmoore wurden nur Typen klassifiziert, die einen deutlichen Niedermoorcharakter aufweisen, aber nennenswert auch über Pflanzenarten der Hochmoore verfügen.

3.9.2. Datengrundlage

In Tabellen 3.108. bis 3.110. wird die Datengrundlage nach Habitattypen(gruppen) und nach Regionen aufgeschlüsselt.

Tab. 3.108.: Datengrundlage, nach Habitattypen, teilweise zusammengefasst

HT	VPR	PMS	FIM	VPA	VUB	MOW	SLMW	SPM	ESR/ ETC	CRS/ HMO	HMH	ÜMO/ EAG	SON D.	Sa.
Anz.	44	34	39	10	13	21	14	14	29	7	36	12	17	290

In der Summe wurden 175 Flächen in Moorwäldern bzw. Gehölzbeständen auf Moorstandorten und 115 offene Flächen in Hoch- und Übergangsmooren (Hochmoore, Moorheiden, Sonderstrukturen in Mooren) einbezogen. Die Zahl der beprobten Einheiten ist hoch genug, um auch die offenen Moorgesellschaften abzubilden. Ein erheblicher Teil der eigenen Daten stammt aus Erhebungen zur FFH-Art Hochmoorlaufkäfer in Ostbayern und im Alpenvorland.

Tab. 3.109.: Datengrundlage, nach Habitattypen

HT	VPR	PMS	VUP	CVP	BPV	FQM	FMS	FMK	VPS	VSS	VUB	VUS	MO W	SOM	SPM
Anz.	44	34	11	4	19	2	3	7	5	5	6	7	21	7	11
SPS	ESR	ETC	CRS	HMO	MHO	MHF	VUG	MHD	MHS	ÜMO	MUF	GRA	TST	EAG	Sa.
3	21	8	4	3	7	17	8	3	1	8	5	6	6	4	290

Tab. 3.110.: Datengrundlage, nach Regionen

Reg	N1	N2	N3	O1	O2	O3	S1	S2	S3	A3	Sa.
Anz.	10	-	8	41	84	39	29	10	65	4	290

Alle Teilregionen sind vertreten, mit Ausnahme der sehr moorarmen Region N2. Ostbayerisches Grenzgebirge und Voralpenland als größte bayerische Moorwald- und Hochmoor-Regionen sind stark repräsentiert. Ausnahmsweise wurden wegen des extrem azonalen Charakters der Moore auch Aufnahmen einbezogen (mit nur vier Probestellen), die bereits den Alpen zuzurechnen sind (wobei die Übergänge zwischen den biogeographischen Regionen bzw. den Wuchsgebieten 14 und 15 ohnehin vielfach fließend sind).

Eine vergleichende und zusammenfassende Auswertung der Daten aus Mooren der Rhön (einschließlich des hessischen, sehr grenznah zu Bayern gelegenen Teils) haben Frisch & Müller-Kroehling (2012) veröffentlicht.

3.9.3. Beziehung von Arten zum Habitattyp

3.9.3.1. Stetigkeits- und Treuetabellen

Arten mit einer Stetigkeit $\geq 30\%$ in Moorwäldern oder bestimmten Moorwald-Habitattypen und offenen Hochmooren und Moorheiden und -Konvoluten sind in Tabellen 3.111. bis 3.117. aufgeführt.

In Tabelle 3.111. sind die Arten mit höherer Stetigkeit in allen Bestockungen auf Moorstandorten (WMO) und allen Moorwäldern mit Lebensraumtypen-Eigenschaft (MWP) aufgelistet.

Tab. 3.111.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Moorwäldern (zusammengefasst) sowie in allen Bestockungen auf Moorstandorten, sortiert nach absteigender Stetigkeit in ersterem Konvolut; alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in einer der beiden Einheiten

Art	Areal-restr.	WMO	MWP
N		173	118
<i>Pterostichus diligens</i>		69	71
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		61	62
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		58	58
<i>Agonum ericeti</i>	X	38	50
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		31	32
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)		29	31
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		46	38

Es sind nur relativ wenige Arten enthalten, die stetig über alle Moorwald-Typen auftreten. Darunter sind überwiegend Moorbewohner, aber mit *Pterostichus oblongopunctatus* auch eine Art, die in verschiedenen Landwäldern sehr regelmäßig auftritt. Dies ist auch das einzige Taxon der Liste, für die der Wert für das Konvolut WMO größer als jener für MWP ist, als klares Indiz dafür, dass die Art von einer gewissen Entwässerung eher profitiert.

Tabelle 3.112. listet die stetigen Arten der von den beiden Bergkiefern-Arten gebildeten Moorwald-Habitattypen Spirkenfilz (VPR) und Latschenfilz (PMS).

Tab. 3.112.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Bergkiefern-Moorwäldern vom Typ VPR oder PMS, sortiert nach absteigender Stetigkeit im VPR

Art	Areal-restr.	VPR	PMS
N		44	34
<i>Carabus menetriesi pacholei</i>	X	55	15
<i>Pterostichus diligens</i>		74	65
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		60	38
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		62	41
<i>Agonum ericeti</i>	X	56	56
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		31	21
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)		24	38
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		24	41

Die Tabelle enthält gegenüber der vorigen mit *Carabus menetriesi pacholei* nur eine weitere Art. Diese Art ist über alle Moorwälder hinweg also nicht stetig genug vertreten, um Aufnahme in die entsprechende Tabelle zu finden, erreicht aber in Spirkenfilzen eine Stetigkeit sogar über 50%.

Die verschiedenen Fichtenmoorwald-Habitattypen sind in Tabelle 3.113. einzeln sowie auch gemeinsam für alle natürlichen (FIM), bzw. einschließlich auch halbnatürlicher Ausprägungen des sekundären Fichten-Moorwaldes FMS (als Aggregat FIMA) aufgeführt, sowie alle Fichtenbestockungen auf Torfstandorten (FIT). Nicht eigens aufgeführt ist Fichtenwald auf Quellmoor-Standorten (FQM), der nur mit zwei Probestandorten vertreten ist.

Tab. 3.113.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Fichten-Moorwäldern (HT der Typen VUP, BPV, CVP, sowie zusammengefasst im Aggregat FIMA), alle mit Stetigkeit $\geq 30\%$ in einer der Einheiten, sortiert nach absteigender Stetigkeit im VUP

Art	Areal-restr.	VUP	BPV	CVP	FIM	FIMA
N		11	19	3	35	38
<i>Pterostichus diligens</i>		100	86	33	71	66
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		82	79	67	69	63
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		82	86	100	77	74
<i>Pterostichus pumilio</i>		64	50	0	34	34
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		55	64	100	63	66
<i>Trechus alpicola</i>	X	45	57	100	50	48
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)		45	43	33	31	34
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		45	50	67	34	37
<i>Calathus micropterus</i>		36	29	0	20	18
<i>Patrobus assimilis</i>	?	27	21	0	9	8
<i>Trechus splendens</i>		27	36	67	29	26
<i>Agonum fuliginosum</i>		27	43	100	46	42
<i>Nebria brevicollis</i>		27	21	0	34	32

Nachrichtlich in der Tabelle enthalten ist *Patrobus assimilis*, obwohl er in keiner der Spalten 30% erreicht.

Im Vergleich zur Tabelle 3.111. kommen einige Arten hinzu. Für *Trechus alpicola* ist v.a. das Auftreten im Aufichtenwald (CVP) mit maximaler Stetigkeit bemerkenswert, auch wenn die Probeflächenzahl gering ist. *Trechus splendens*, in allen drei Fichten-Moorwald-Typen vertreten, erzielt die höchste Stetigkeit im Fichten-Moorrandwald (CVP). Dies gilt auch für *Agonum fuliginosum*. Eine Art (*Nebria brevicollis*) erreicht nur für die stärker aggregierten Konvolute die 30%-Schwelle der Stetigkeitstabelle.

Stetige Arten der primären (VUB), sekundären (VUS) und aller Moorbirken-Moorwälder zusammen (BIM) sind in Tabelle 3.114. aufgeführt.

Tab. 3.114.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Moorbirken-Moorwäldern, alle mit Stetigkeit $\geq 30\%$ in einer der Typen, sortiert nach absteigender Stetigkeit im VUB

Art	Areal-restr.	VUB	VUS	BIM
N		6	7	13
<i>Agonum ericeti</i>	X	100	0	17
<i>Epaphius rivularis</i>		83	14	46
<i>Pterostichus diligens</i>		83	86	85
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		83	100	92
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		83	100	92
<i>Carabus menetriesi</i>	X	67	0	33
<i>Agonum fuliginosum</i>		67	71	69
<i>Pterostichus pumilio</i>		67	14	38
<i>Carabus violaceus</i> _SUM		50	29	38
<i>Loricera pilicornis</i>		50	43	46
<i>Carabus glabratus</i>		50	14	31
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		50	43	46
<i>Carabus auronitens</i>		50	0	23
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)		33	29	31
<i>Pterostichus minor</i>		33	43	38
<i>Leistus terminatus</i>		33	0	15
<i>Cychrus caraboides</i>		33	14	23
<i>Carabus problematicus</i>	X	33	0	20
<i>Carabus linnei</i>	X	33	0	14
<i>Abax parallelepipedus</i>		17	43	31
<i>Amara makolskii</i>		0	14	8
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM		0	14	8

Die Probeflächen-Zahl ist insgesamt gering, das Ergebnis entsprechend eingeschränkt abgesichert. Bemerkenswert ist die hohe Stetigkeit von *Epaphius rivularis* und von *Agonum ericeti*. Für letztere Art relativiert sie sich allerdings durch die geringe Probeflächen-Zahl im Areal der Art erheblich. *Amara makolskii* (und die zugehörigen Artaggregate) ist als an Wälder mit Birkenbeteiligung gebundene Art (vgl. Anlage 5) nur nachrichtlich aufgeführt und tritt überhaupt nur im sekundären Birken-Moorwald auf (Stetigkeit 14%, alle Birken-Moorwälder 8%). Mehrere Arten der Tabelle sind verbreitete Landwaldbewohner (wie *Carabus auronitens*). Während dieser eine höhere Stetigkeit in den primären Birken-Moorwäldern aufweist, ja in den sekundären ganz fehlt, kommt beispielsweise *Abax parallelepipedus* deutlich stetiger in den sekundären Ausprägungen vor.

Stetige Arten des Waldkiefern-Filzes in seiner primären (VPS) und sekundären Ausprägung (VSS), sowie beide zusammen, sind in Tabelle 3.115. aufgelistet.

Keine der Arten tritt in mehr als 60% Stetigkeit auf. Es ergibt sich eine Mischung aus Moorarten und Waldarten, ergänzt durch einige „Heidewald“-Arten wie *Amara lunicollis* und *Carabus arvensis*. Mehrere dieser Arten, aber auch der Moorarten, treten im sekundären Kiefern-Moorwald sogar stetiger auf.

Tab. 3.115.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Waldkiefern-Moorwäldern, sortiert nach absteigender Stetigkeit im VPS

Art	Areal-restr.	VPS	VSS	VPA
N		5	5	10
<i>Pterostichus diligens</i>		60	80	70
<i>Carabus menetriesi</i>	X	n.a.	50	50
<i>Agonum ericeti</i>	X	40	40	40
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		20	60	40
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		20	60	40
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		40	40	40
<i>Abax parallelepipedus</i>		60	20	40
<i>Amara lunicollis</i>		20	40	30
<i>Notiophilus palustris</i>		40	20	30
<i>Anisodactylus binotatus</i>		20	40	30
<i>Carabus hortensis</i>		60	0	30
<i>Abax ovalis</i>		60	0	30
<i>Carabus arvensis</i>		0	40	20

Aufgrund der sehr schwachen Repräsentanz, der meist nicht eindeutig unbeeinträchtigten Ausprägung auch der primären Varianten und der stets nur relativ kleinflächigen Ausprägungen dieses HT werden Arten, die nur für diesen Stetigkeiten $\geq 30\%$ erzielen, in den weiteren Auswertungen zu den Mooren nicht berücksichtigt.

Als Pendant-Habitats der Moorwälder sind in den Tabellen 3.116. (Bunte Torfmoosrasen, SPM) und 3.117. (Habitattypen und Konvolute der Moorheiden) die stetigen Arten offener Hochmoore aufgeführt. Die sekundäre Variante des SPM (SPS) ist wegen geringer Probeflächenzahl nur für die Arten, die mehr als 30% Stetigkeit im SPM erzielen, aufgelistet.

Tab. 3.116.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Bunten Torfmoosrasen (SPM), und für diese auch die Stetigkeit in der sekundären Ausprägung dieses HT (SPS)

Art	Areal-restr.	SPM	SPS
N		10	3
<i>Agonum ericeti</i>	X	100	100
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		55	100
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		55	100
<i>Pterostichus diligens</i>		36	100
<i>Poecilus cupreus</i>		55	0

Nur wenige Arten erreichen eine Stetigkeit $\geq 30\%$ im SPM, nur drei eine von mindestens 50%. *Agonum ericeti* erzielt 100%.

Tab. 3.117.: Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit (in %) in Moorheiden, alle Arten mit $\geq 30\%$ Stetigkeit in einer der Typen oder Aggregate, sortiert nach absteigender Stetigkeit in MFO

Art	Areal-restr.	MFO	MHO	MHF	HMH	VUG
N		24	7	17	33	8
<i>Agonum ericeti</i>	X	75	29	94	68	25
<i>Dyschirius globosus</i>		63	71	59	58	38
<i>Poecilus cupreus</i>		58	43	65	48	13
<i>Pterostichus diligens</i>		58	57	59	70	100
<i>Amara lunicollis</i>		54	29	65	52	38
<i>Cicindela campestris</i>		46	43	47	33	0
<i>Pterostichus vernalis</i>		46	14	59	33	0
<i>Cymindis vaporariorum</i>		38	29	41	27	0
<i>Bembidion humerale</i>		25	71	6	21	13
<i>Pterostichus rhaeticus</i>		25	43	18	36	75
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM		25	43	18	36	75
<i>Anisodactylus binotatus</i>		21	43	12	15	0

Eine deutlich größere Zahl von Arten hat eine hohe Stetigkeit in Moorheiden verschiedener Ausprägung als in intakten Hochmoorkernen.

Arten mit einer Treue $\geq 30\%$ in Moorwäldern oder bestimmten Moorwald-Habitattypen sowie offenen Hochmooren und Moorheiden und -Konvoluten finden sich in Tabellen 3.118. bis 3.120.

Tabelle 3.118. führt die treuen Arten der Moorwälder auf. Zum Vergleich sind auch die Treue-Werte für alle Wälder auf Torfstandorten einschließlich des Bruchwaldes (WTO), alle Habitats auf organischen Standorten (ORG), alle Moor-Habitats (MA), alle weitgehend intakten Hochmoor- und Moorwald-Habitats (HMI) angegeben. Aus diesen Werten ist ersichtlich, welche Arten aus der Tabelle sich gegenüber diesen stark aggregierten Einheiten treu verhalten, also von den in Moorwäldern auftretenden Arten mehr oder weniger stark auf Moore beschränkt sind. Die Tabelle ist absteigend nach der Treue für das Konvolut aller Moorwälder (MWA) sortiert.

Nur eine Art erreicht 100% Treue für alle Moorwälder, d.h. ist auf diese vollständig beschränkt. Drei Arten dieser Tabelle kommen im Datenbestand ausschließlich in intakten Regenmoorhabitats (einschließlich Moorwald) vor.

Tab. 3.118.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für Moorwälder (MW), sowie die Treue-Werte für die einzelnen Moorwald-Typen und Aggregate, und zum Vergleich auch die Treue zu allen organisch geprägten Wäldern und Habitats, allen Mooren sowie allen mehr oder weniger intakten Hoch- und Übergangsmoor-Standorten; absteigend sortiert nach der Treue im Moorwald

Art	TS_MWA	TI_MWA	TS_VPR	TI_VPR	TS_PMS	TI_PMS	TS_BKMW	TI_BKMW	TS_FIMA	TI_FIMA	TS_HLFIM	TI_HLFIM
<i>Patrobus assimilis</i>	100	100	0	0	0	0	0	0	100	100	100	100
<i>Carabus menetriesi</i>	79	69	38	33	14	11	52	43	10	15	7	6
<i>Trechus splendens</i>	62	66	5	3	19	29	24	32	27	19	14	8
<i>Anisodactylus signatus</i>	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebia marginata</i>	50	92	0	0	50	92	50	92	0	0	0	0
<i>Pterostichus diligens</i>	47	44	13	15	9	3	22	19	10	8	5	5
<i>Epaphius rivularis</i>	47	79	7	0	0	0	7	0	0	0	0	0
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	46	47	12	10	6	1	18	11	11	9	4	1
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	44	23	9	3	12	6	21	9	13	8	4	3
<i>Agonum ericeti</i>	36	19	12	6	14	9	26	15	1	0	1	0
<i>Agonum fuliginosum</i>	35	19	7	2	3	0	10	3	13	2	2	0
<i>P. nigrita</i> (agg.)_SUM	34	29	9	6	5	1	14	7	9	6	3	1
<i>Trechus alpicola</i>	33	13	0	0	5	2	5	2	29	11	12	3
<i>Trechus pilisensis</i>	33	11	0	0	5	1	5	1	18	7	3	0
<i>Cymindis vaporariorum</i>	25	38	0	0	25	38	25	38	0	0	0	0
<i>Amara makolskii</i>	22	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 3.118.: Fortsetzung (für Kiefern- und Birken-Moorwald sind nur die primären Varianten berücksichtigt)

Art	TS_VPS	TI_VPS	TS_VUB	TI_VUB	TS_BIM	TI_BIM	TS_WTO	TI_WTO	TS_ORG	TI_ORG	TS_MA	TI_MA	TS_HMI	TI_HMI
<i>Patrobus assimilis</i>	0	0	0	0	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Carabus menetriesi</i>	0	0	7	7	7	7	79	69	100	100	100	100	100	100
<i>Trechus splendens</i>	0	0	3	5	5	5	65	79	78	84	76	71	73	69
<i>Anisodactylus signatus</i>	50	50	0	0	0	0	50	50	100	100	100	100	100	100
<i>Lebia marginata</i>	0	0	0	0	0	0	50	92	100	100	100	100	50	92
<i>Pterostichus diligens</i>	1	0	2	5	4	7	50	45	90	96	87	95	66	77
<i>Epaphius rivularis</i>	0	0	33	78	40	78	47	79	100	100	100	100	80	92
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	0	1	2	7	6	13	49	53	88	89	84	80	68	67
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	0	0	2	1	4	2	45	23	61	33	60	33	50	26
<i>Agonum ericeti</i>	3	0	1	0	1	0	36	19	100	100	100	100	67	43
<i>Agonum fuliginosum</i>	0	0	3	10	7	13	49	39	78	58	65	38	47	27
<i>P. nigrita</i> (agg.)_SUM	0	0	2	4	4	8	41	43	71	70	64	54	51	42
<i>Trechus alpicola</i>	0	0	0	0	0	0	33	13	52	22	52	22	45	19
<i>Trechus pilisensis</i>	0	0	0	0	3	1	35	11	38	12	35	11	33	11
<i>Cymindis vaporariorum</i>	0	0	0	0	0	0	25	38	94	91	94	91	38	50
<i>Amara makolskii</i>	0	0	0	0	11	34	22	77	67	92	67	92	22	77

Tabelle 3.119. listet die treuen Arten aller Hochmoor-Standorte, des intakten Hochmoor-Kerns (SPM), „grasreicher“ Hochmoor-Habitats (GHM, einschließlich der Sauergräser und Seggen), aller offenen Hochmoor-Habitats ohne die Heiden (HM), und zum Vergleich für diese Arten die Treue für alle weitgehend intakten Habitats bewaldeter und offener ombrotropher Moorstandorte (OMI).

Eine recht lange Liste von Arten erzielt eine Treue von mindestens 30% für eines der Aggregate offener Hochmoore. Darunter sind auch einige der Arten, die eine entsprechende Mindest-Treue für Moorwälder zeigen. Keine Art ist treuer gegenüber dem SPM als 50%. Es

gibt demnach keine Art, die auf intakte Standorte der Bunttorfmoos-Gesellschaft, die intakte Hochmoor-Kernbereiche meist charakterisiert, streng beschränkt ist.

Tab. 3.119.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue für offene Armmoores (HM, ÜM; ohne Moorheiden), absteigend sortiert nach der Treue im SPM, sowie die Treue-Werte für die einzelnen offenen HM/ÜM-Habitattypen und Aggregate

Art	TS_SPM	TI_SPM	TS_GHM	TI_GHM	TS_AMA	TI_AMA	TS_HM	TI_HM	TS_OMI	TI_OMI
<i>Anisodactylus signatus</i>	50	50	0	0	50	50	50	50	100	100
<i>Agonum lugens</i>	25	2	0	0	50	5	25	2	50	5
<i>Agonum ericeti</i>	15	5	11	3	64	81	32	25	67	43
<i>Agonum sexpunctatum</i>	9	4	0	0	41	46	18	9	27	21
<i>Agonum viduum</i>	8	3	8	1	38	78	15	4	23	6
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	3	1	15	12	33	26	20	15	68	67
<i>Pterostichus minor</i>	3	0	12	10	30	21	20	15	47	39
<i>Pterostichus diligens</i>	2	0	11	27	33	46	15	29	66	77
<i>Agonum viridicupreum</i>	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Perigona nigriceps</i>	0	0	0	0	100	100	0	0	100	100
<i>Acupalpus luteatus</i>	0	0	0	0	100	100	100	100	100	100
<i>Elaphropus walkerianus</i>	0	0	0	0	100	100	50	50	50	50
<i>Bembidion articulatum</i>	0	0	0	0	100	100	0	0	0	0
<i>Amara famelica</i>	0	0	0	0	100	100	0	0	0	0
<i>Cicindela campestris</i>	0	0	0	0	80	72	7	4	7	4
<i>Bradycellus ruficollis</i>	0	0	0	0	75	88	0	0	0	0
<i>Cymindis vaporariorum</i>	0	0	6	3	69	53	6	3	38	50
<i>Acupalpus parvulus</i>	0	0	0	0	60	78	20	44	20	44
<i>Amara communis</i> (s.str.)	0	0	20	17	60	67	20	17	20	17
<i>Bembidion humerale</i>	0	0	6	2	59	77	18	13	24	14
<i>Acupalpus flavicollis</i>	0	0	0	0	53	74	20	22	27	24
<i>Lebia marginata</i>	0	0	0	0	50	8	0	0	50	92
<i>Harpalus servus</i>	0	0	0	0	50	79	50	79	50	79
<i>Acupalpus dubius</i>	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50
<i>Bembidion illigeri</i>	0	0	0	0	50	33	0	0	0	0
<i>Epaphius rivularis</i>	0	0	20	4	47	18	20	4	80	92
<i>Pterostichus vernalis</i>	0	0	0	0	39	17	3	1	3	1
<i>Amara lunicollis</i>	0	0	8	3	37	19	13	7	27	12
<i>Dyschirius globosus</i>	0	0	4	1	34	52	7	20	24	28
<i>Cicindela sylvatica</i>	0	0	0	0	33	82	33	82	33	82
<i>Harpalus solitarius</i>	0	0	0	0	33	44	17	22	17	22
<i>Paratachys bistriatus</i>	0	0	0	0	33	60	0	0	0	0
<i>Notiophilus aquaticus</i>	0	0	6	1	31	25	6	1	19	6
<i>Agonum gracile</i>	0	0	10	3	30	61	10	3	40	12
<i>Carabus menetriesi</i>	0	0	17	31	21	31	17	31	100	100

Die treuen Arten der verschiedenen Moorheide-Habitate und -Konvolute sind in Tabelle 3.120. aufgelistet, absteigend sortiert nach der Treue für sekundäre Hochmoorstandorte einschließlich der Heiden (HMHSEK). Ebenfalls enthalten sind alle Arten mit Treue von mindestens 30% für Moorheiden, Gräben und andere erst durch Veränderung des Moores entstandene Lebensräume ohne Heiden (HMSEK), für Moorheiden mit offenem Torf oder Flechtenbewuchs (MFO), Rauschbeer-Moorheiden (VUG) und alle offenen Hochmoor-Habitate (HMA). Zum Vergleich sind für diese Arten auch die Treue-Werte für die sehr stark aggregierten Konvolute aller organischen Standorten (ORG) und aller Moore (MA) aufgeführt.

Tab. 3.120.: Arten mit $\geq 30\%$ Treue (in %) für Moorheiden offener Armmoores, absteigend sortiert nach der Treue, sowie die Treue-Werte für die einzelnen offenen Hochmoor-Habitattypen und -Aggregate

Art	TS_HMHSEK	TI_HMHSEK	TS_MFO	TI_MFO	TS_VUG	TI_VUG	TS_HMSEK	TI_HMSEK
<i>Acupalpus luteatus</i>	100	100	0	0	0	0	0	0
<i>Elaphropus walkerianus</i>	100	100	50	50	0	0	0	0
<i>Bembidion articulatum</i>	100	100	0	0	0	0	100	100
<i>Amara famelica</i>	100	100	100	100	0	0	0	0
<i>Cicindela campestris</i>	80	72	73	68	0	0	0	0
<i>Bradycellus ruficollis</i>	75	88	50	75	25	13	0	0
<i>Acupalpus parvulus</i>	60	78	0	0	0	0	40	33
<i>Cymindis vaporariorum</i>	56	41	56	41	0	0	0	0
<i>Bembidion humerale</i>	53	75	35	63	6	2	0	0
<i>Acupalpus flavicollis</i>	53	74	20	6	0	0	13	46
<i>Lebia marginata</i>	50	8	50	8	0	0	0	0
<i>Harpalus servus</i>	50	79	0	0	0	0	0	0

<i>Acupalpus dubius</i>	50	50	0	0	0	0	0	0
<i>Bembidion illigeri</i>	50	33	0	0	0	0	50	33
<i>Amara communis</i> (s.str.)	40	50	0	0	20	17	0	0
<i>Pterostichus vernalis</i>	39	17	35	16	0	0	0	0
<i>Agonum ericeti</i>	38	73	25	56	1	0	5	1
<i>Cicindela sylvatica</i>	33	82	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus solitarius</i>	33	44	17	22	0	0	0	0
<i>Paratachys bistriatus</i>	33	60	33	60	0	0	0	0
<i>Agonum sexpunctatum</i>	32	42	14	32	0	0	5	4
<i>Amara lunicollis</i>	31	17	15	10	3	1	2	1
<i>Dyschirius globosus</i>	31	51	15	9	4	4	6	17
<i>Epaphius rivularis</i>	27	7	0	0	13	5	0	0
<i>Agonum lugens</i>	25	4	25	4	0	0	0	0
<i>Notiophilus aquaticus</i>	25	24	0	0	25	24	0	0
<i>Agonum viduum</i>	23	74	8	65	0	0	15	8
<i>Pterostichus diligens</i>	17	17	5	2	3	7	4	3
<i>Pterostichus minor</i>	16	14	1	0	1	0	4	5
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	14	9	2	0	3	2	5	3
<i>Agonum gracile</i>	10	55	0	0	0	0	10	55
<i>Carabus menetriesi</i>	7	14	0	0	0	0	0	0
<i>Agonum viridicupreum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perigona nigriceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anisodactylus signatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 3.120.: Fortsetzung

Art	TS_HMA	TI_HMA	TS_ORG	TI_ORG	TS_MA	TI_MA
<i>Acupalpus luteatus</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Elaphropus walkerianus</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Bembidion articulatum</i>	0	0	100	100	100	100
<i>Amara famelica</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Cicindela campestris</i>	80	72	80	72	80	72
<i>Bradycellus ruficollis</i>	75	88	75	88	75	88
<i>Acupalpus parvulus</i>	20	44	100	100	100	100
<i>Cymindis vaporariorum</i>	63	44	94	91	94	91
<i>Bembidion humerale</i>	59	77	82	88	82	88
<i>Acupalpus flavicollis</i>	40	28	93	94	93	94
<i>Lebia marginata</i>	50	8	100	100	100	100
<i>Harpalus servus</i>	50	79	50	79	50	79
<i>Acupalpus dubius</i>	50	50	100	100	100	100
<i>Bembidion illigeri</i>	0	0	50	33	50	33
<i>Amara communis</i> (s.str.)	60	67	80	83	80	83
<i>Pterostichus vernalis</i>	39	17	48	58	45	54
<i>Agonum ericeti</i>	59	80	100	100	100	100
<i>Cicindela sylvatica</i>	33	82	33	82	33	82
<i>Harpalus solitarius</i>	33	44	33	44	33	44
<i>Paratachys bistriatus</i>	33	60	33	60	33	60
<i>Agonum sexpunctatum</i>	36	42	59	63	59	63
<i>Amara lunicollis</i>	35	19	62	38	60	38
<i>Dyschirius globosus</i>	27	34	69	76	60	70
<i>Epaphius rivularis</i>	33	8	100	100	100	100
<i>Agonum lugens</i>	50	5	100	100	75	9
<i>Notiophilus aquaticus</i>	31	25	44	30	44	30
<i>Agonum viduum</i>	23	69	69	85	62	82
<i>Pterostichus diligens</i>	24	38	90	96	87	95
<i>Pterostichus minor</i>	23	16	86	88	67	60
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	25	17	88	89	84	80
<i>Agonum gracile</i>	10	3	90	97	70	79
<i>Carabus menetriesi</i>	17	31	100	100	100	100
<i>Agonum viridicupreum</i>	100	100	100	100	100	100
<i>Perigona nigriceps</i>	0	0	100	100	100	100
<i>Anisodactylus signatus</i>	50	50	100	100	100	100

Immerhin vier Arten liegen im ausgewerteten Datenbestand ausschließlich aus sekundären Hochmoor-Habitaten vor. Manche davon wurden ausschließlich in Moorheiden nachgewiesen (wie *Amara famelica*), andere nur in anderen „Sonderstrukturen“ in Mooren. Eine recht große Zahl von Arten weist eine Treue von 50% oder mehr für solche Moor-Sekundärhabitats auf.

3.9.3.2. Ordination mittels DCA

In Abbildung 3.53. ist der Ordinationsraum der Moorwälder und offenen Hochmoore und Moorheiden in der DCA braun hervorgehoben.

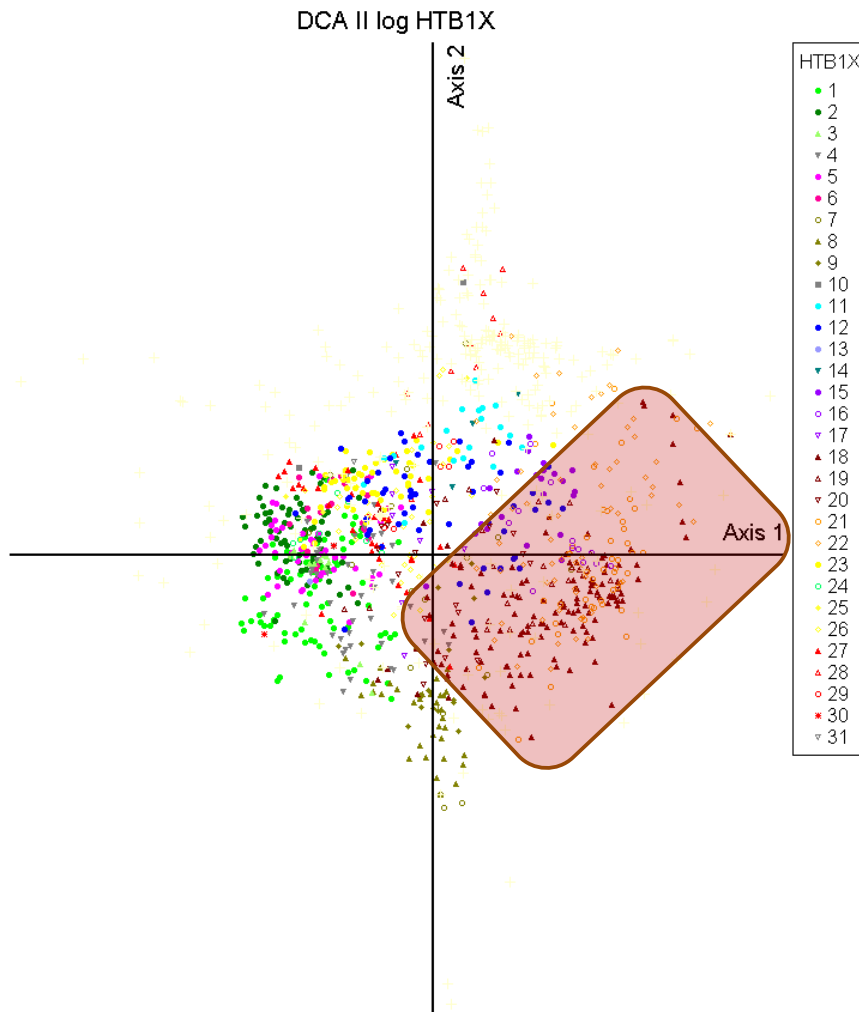


Abb. 3.53.: DCA (HTB1); Achsen 1 und 2; Legende vgl. Abb. 3.1.; Bereich mit Lage der Moorwälder und offenen Moore hervorgehoben.

Moorwälder und offene Hochmoore nehmen zusammen in der DCA einen zwar recht breiten, aber nur wenig Überschneidungen mit anderen Habitatgruppen aufweisenden Raum ein. Randliche Überlappungen bestehen teilweise mit den Bruchwäldern, Niedermooren und den bodensauren Nadelwäldern der Hochlagen. Zusammen weisen Moorwälder und offene Hochmoore also einen breiten, gegenüber anderen Habitattypengruppen eigenständigen Ordinationsraum auf, verfügen untereinander hingegen nicht über deutlich getrennte Bereiche, sondern zeigen eine sehr weitgehende Überlappung.

Die Ordinationsergebnisse der einzelnen verfahrensselektierten Arten finden sich für die Moorwälder und offenen Moore in der Anlage A.3.8. Die im Folgenden dargestellten Arten können stellvertretend für besonders typische Ordinationsbilder von Arten mit Bezug zu Mooren stehen.

Pterostichus diligens (Abb. 3.54.) und *P. rhaeticus* sind in Mooren extrem verbreitet und haben hier ihren deutlichen Vorkommensschwerpunkt im Ordinationsbild. Bei *P. diligens* ist dieser noch ausgeprägter auf Moore konzentriert, während *P. rhaeticus* im Vergleich mehr Vorkommen auch in Bruch- und Bachauwäldern hat. Letztere liegen fast vollständig in Stellario-Alneten (STA) saurer oder auf Basalt gelegener Standorte in Mittelgebirgen.

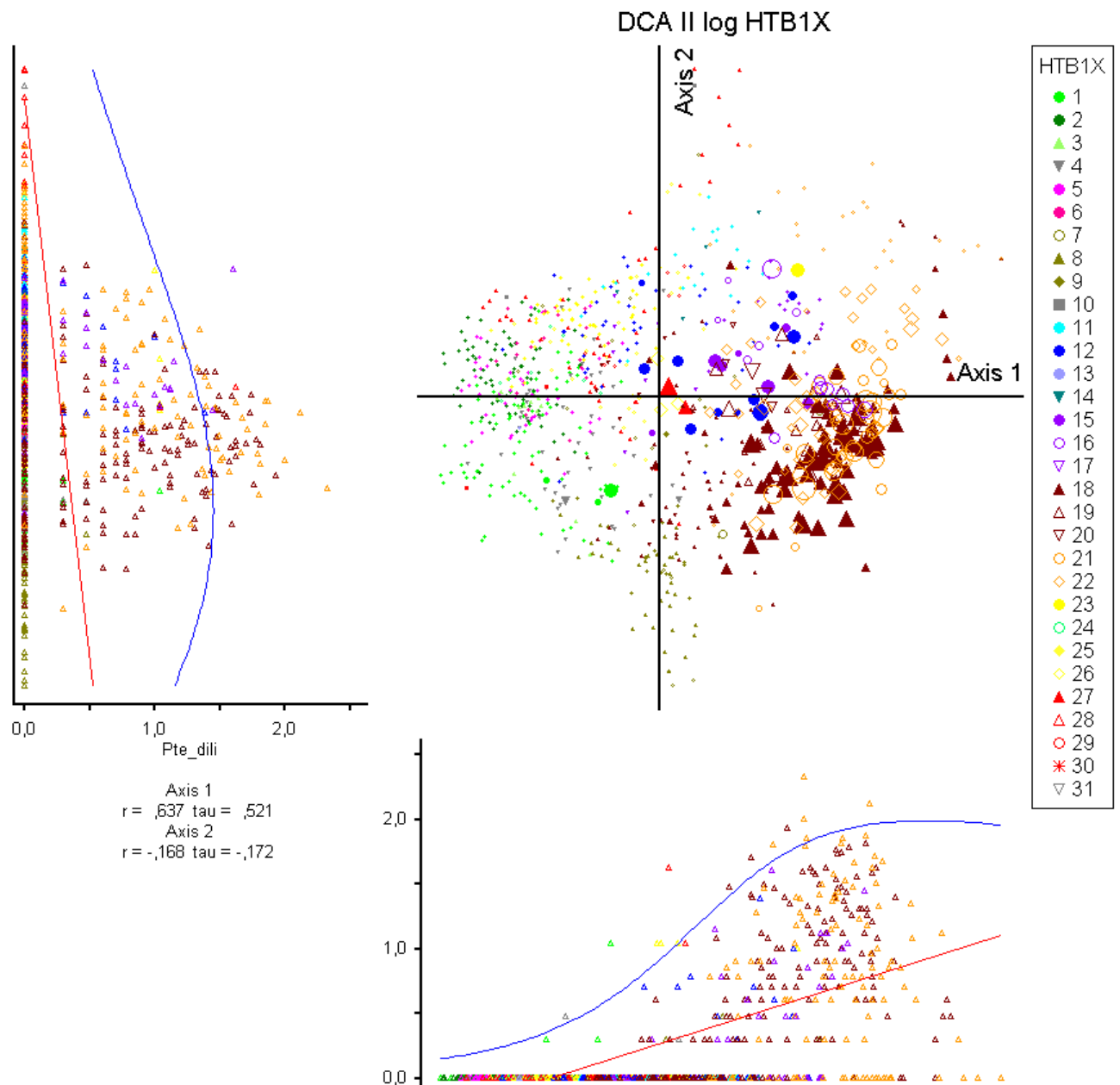


Abb. 3.54.: DCA für *Pterostichus diligens*

Einige Arten wie *Carabus menetriesi* (Abb. 3.55.) zeigen im Ordinationsbild einen Verbreitungsschwerpunkt in (bestimmten; hier: v.a. Spirkenfilzen, VPR) Moorbäldern, und sind zusammen mit weniger zahlreichen Vorkommen in (bestimmten) offenen Hochmooren vollständig auf arme, ombrotrophe Moorstandorte beschränkt. Für *Epaphius rivularis* gilt ähnliches, allerdings mit Verbreitungsschwerpunkt in Moorbirken-Moorwäldern, VUB). Ein spezieller Fall ist *Amara makolskii*, der (neben Vorkommen in Birken-reichen Eichen-Hainbuchenwäldern) v.a. in verschiedenen sekundären Moorwaldtypen mit höheren Birkenanteilen vorkommt.

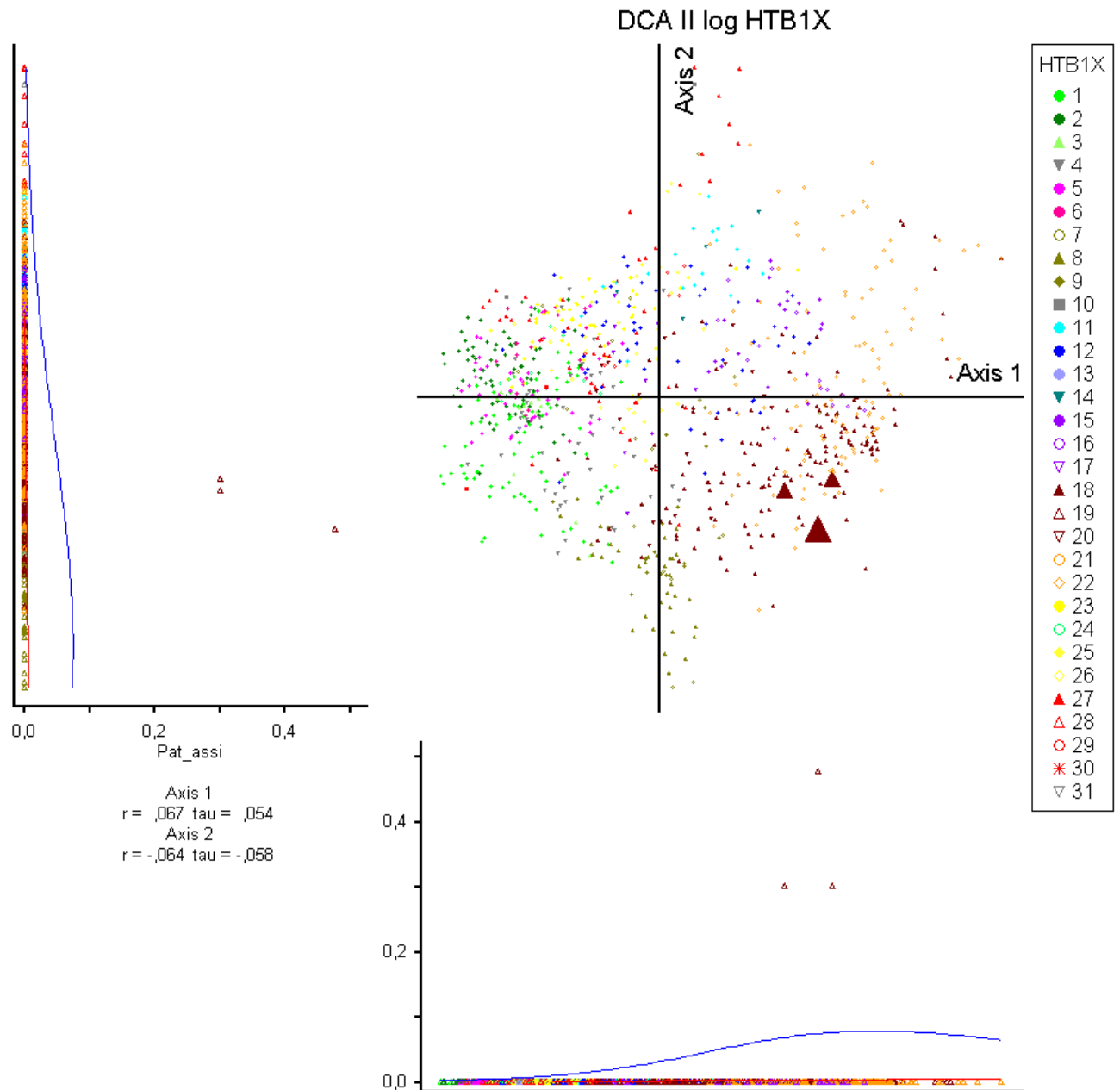


Abb. 3.56.: DCA für *Patrobus assimilis*

Ein Beispiel für eine Art, die regelmäßig in Moorwäldern auftritt, und dies deutlich stärker als in offenen Mooren, aber nicht auf Moore beschränkt ist, sondern auch andere terrestrische wie auch feuchte Waldtypen (überwiegend höherer Lagen) besiedelt, ist *Carabus violaceus* (s.str.) (Abb. 3.57.). Insgesamt die größte Zahl seiner Vorkommen liegt in Moorwäldern, von einer Beschränkung darauf kann jedoch keine Rede sein, da die Art u.a. auch in Hochlagen-Fichtenwäldern, aber auch hoch gelegenen Fichtenforsten und Bergmischwäldern sowie in Bachauwäldern der Oberläufe vorkommt.

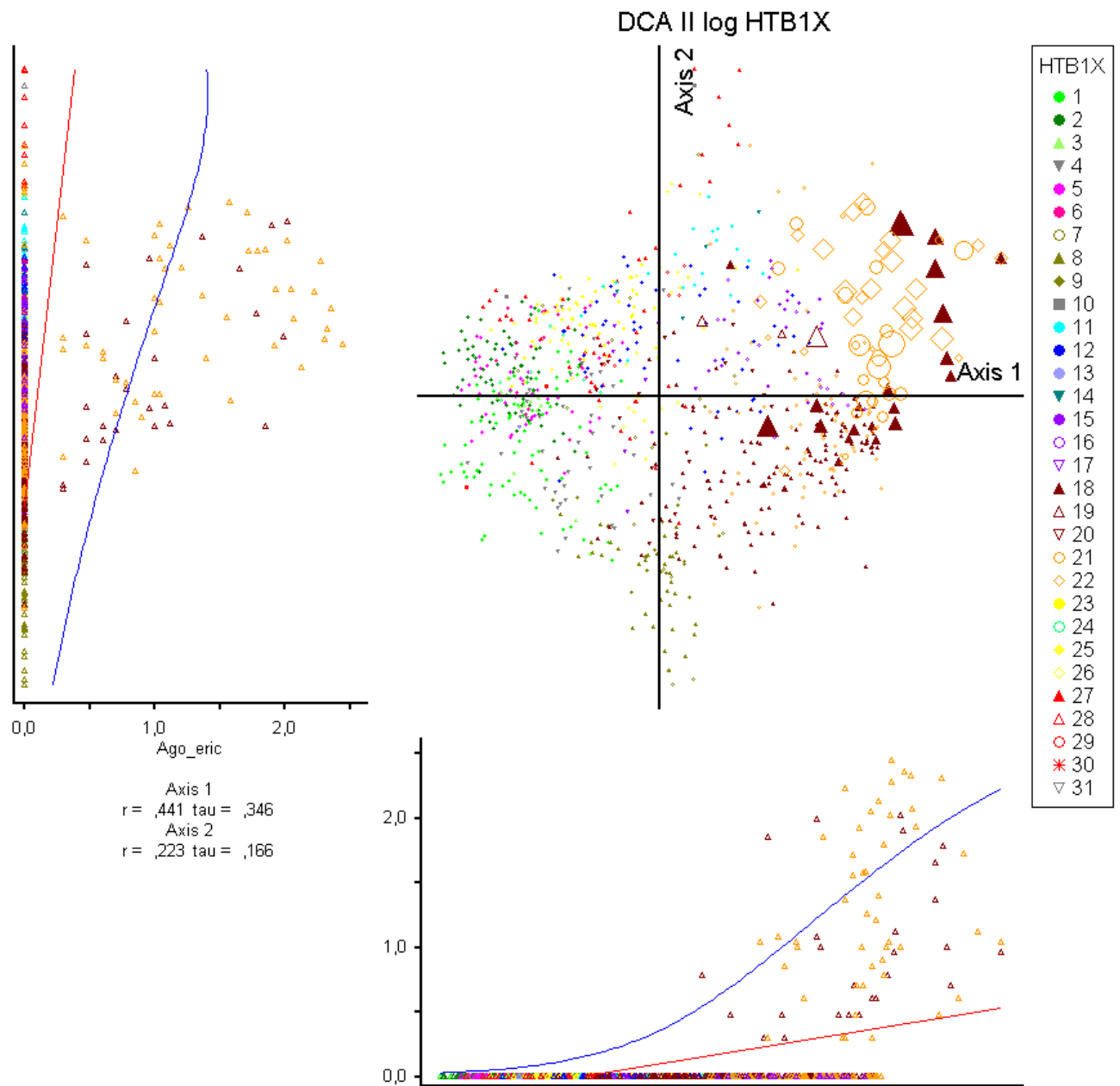


Abb. 3.58.: DCA für *Agonum ericeti*

3.9.3.3. Indikatorartenanalyse (ISA)

In der HTS1 werden die ombrotrophen Moorstandorte in (weitgehend) intakte und stärker veränderte/gestörte sowie in bewaldete eingeteilt. Dabei sind die offenen HM-Standorte in Heidestandorte und Nicht-Heidestandorte unterteilt. In der HTB1 werden intakte Moorwälder von Sekundär- und Pioniertypen sowie von Nadelforsten auf Torf abgegrenzt, sowie die offenen Hochmoorhabitate in (weitgehend) intakte, Hochmoor-Heiden und sonstige, stärker veränderte HM-Habitate (z.B. nach Abtorfung) unterteilt. In der HTS2 sind alle ombrotrophen Moorstandorte (Wald und unbewaldet, intakt oder verändert) zusammengefasst. In der HTB2(X) sind jeweils alle Moorwälder, Nadelforste auf Torf und alle offenen Hochmoor-Lebensräume zu Gruppen zusammengefasst. In der HTB3 werden alle offenen Moore (verschiedener Ausprägung, einschließlich Übergangs- und Niedermooren) aggregiert, also auch die Niedermoore, und die Nadelforste auf Torf mit den übrigen Nadelforsten, während die Moorwälder wie in der HTB2(X) zusammengefasst sind. Eine weitere, zusätzliche ISA („MIN/ORG“) unterscheidet innerhalb der Feuchthabitate die mineralischen (Au- und Sumpfwälder) und organischen (d.h. Moorstandorte einschließlich Anmoor-, Niedermoor- und Bruchwald-Standorten bzw. Habitaten). Die lediglich der ergänzenden Differenzierung dienenden Tests auf rein organische oder mineralisch beeinflusste Standorte innerhalb der Feuchthabitate bleiben bei der Betrachtung der höchsten IndVal außer Betracht. Eine weitere ISA ausschließlich der (ombrotrophen) Moorstandorte wurde auf Ebene der Habitattypen durchgeführt. In der HTB3(X) sind alle Torf-Habitate einschließlich der Niedermoor-/Bruchwald-Standorte zusammengefasst, was fast identisch mit dem separat getesteten Gruppenmerkmal ORG ist, von Brandflächen in Mooren abgesehen.

Die Ergebnisse der ISA finden sich in Tabelle 3.121.

Tab.: 3.121.: Zusammenfassung der signifikanten/als Trend aufzufassenden ISA-Ergebnisse für Moorwälder, offene Hochmoore und Konvolute (nach dem maximalen Testkonvolut sortiert); der Test auf Min/Org ist als ergänzender Test zu verstehen und bleibt bei der Berücksichtigung des maximalen Tests außer Betracht; die Aggregate kritischer Taxa sind hier nur nachrichtlich aufgeführt und bei den folgenden Ausführungen nicht berücksichtigt.

ISA	MIN/ ORG	HTB3X	HTS1	HTB1X	HTS2	HTB2(X)	HTB3	HT
Beschreibung	(innerh. FH); org. = incl. Bruchwald/NM	(alle)	Intakte vs. veränderte STO	Intakte vs. veränderte Typen	Alle ombrotrophen Moore	Moorwälder alle, Armmoore alle, Forste auf Torf	Moorwälder (alle) vs. Offene Moore	Innerhalb der Moore (ohne BRU/NM)
Relevante unterschiedene Einheiten	ORG	ORG	MWSI, HMI, HMH, HMSEK	MWP, HMI, HMSEK	OMBR	MWA, AMA, FOT	MWA, OM	VPR, PMS, VUP, BPV, CVP, FQM, VUB, VPS, SPM, SPS, CRS, VUG, HMO
ORG								
<i>Pterostichus diligens</i>	58,3 (0,01)	51,8 (0,01)	HMI: (Trend: 15,1; 0,07)		36,6 (0,02)		OM: 33,5 (0,01)	
<i>Pterostichus rhaeticus</i> (s.str.)	39,0 (0,02)	38,8 (0,01)	HMI: (Trend: 15,3; 0,06)	MWP: 14,3 (0,04)	24,9 (0,03)		OM: 23,5 (0,01)	VUB: (Trend: 13,2; 0,08)
AMA								
<i>Agonum ericeti</i>	22,0 (0,01)	22,7 (0,02)	HMH: 29,6 (0,01)	HMI: 19,1 (0,04)	25,6 (0,04)	AMA: 32,3 (0,02)	OM: 27,9 (0,01)	SPS: 48,9 (0,01)
MW od. MW-HT								
<i>Carabus menetriesi</i>	(Trend: 8,7; 0,06)	(Trend: 9,0; 0,06)					MWA: 10,6 (0,03)	CRS: (Trend: 19,2; 0,1)
<i>Trechus splendens</i>	8,7 (0,03)						MWA: 7,6 (0,04)	FQM: 30,6 (0,02)
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	20,6 (0,02)						MWA: (Trend: 7,3; 0,1)	CVP: 25,0 (0,05)
<i>Epaphius rivularis</i>		4,7 (0,05)						VUB: 69,9 (0,01)
<i>Patrobus assimilis</i>								VUP: 27,3 (0,04)
<i>Trechus alpicola</i>								CVP: 41,0 (0,01)
<i>Trechus pilisensis</i>								CVP: 24,3 (0,02)
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM								VUB: (Trend: 12,5; 0,1)
<i>Amara makolskii</i>						FOT: (Trend: 3,9; 0,1)		
OM, HMH, HMO u.a.								
<i>Bembidion humerale</i>							OM: (Trend: 4,1; 0,08)	MHO: 67,9 (0,01)
<i>Bembidion articulatum</i>							OM: (Trend: 1,6; 0,07)	MUF: 40,0 (0,02)
<i>Pterostichus vernalis</i>			HMH: (Trend: 8,5; 0,1)				OM: (Trend: 4,9; 0,08)	MHF: 38,4 (0,02)
<i>Elaphropus walkerianus</i>							OM: (Trend: 1,6; 0,07)	HMO: 28,3 (0,04)
<i>Acupalpus dubius</i>							OM: (Trend: 1,6; 0,08)	HMO: 33,3 (0,04)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Dyschirius globosus</i>							OM: 13,0 (0,01)	HMO: 35,4 (0,03)
<i>Amara lunicollis</i>	15,1 (0,02)						OM: 9,4 (0,04)	SPS: 28,4 (0,02)
<i>Cicindela campestris</i>			HMH: (Trend: 14,9; 0,06)				OM: 7,6 (0,01)	MHO: (Trend: 25,3; 0,07)
<i>Amara famelica</i>							OM: 1,6 (0,05)	
<i>Acupalpus flavicollis</i>		(Trend: 3,3; 0,07)					OM: 5,1 (0,01)	HMO: (Trend: 26,2; 0,07)
<i>Acupalpus parvulus</i>			HMSEK: (Trend: 6,9; 0,09)				OM: (Trend: 4,0; 0,07)	HMO: (Trend: 23,8; 0,09)
<i>Agonum sexpunctatum</i>							OM: (Trend: 3,2; 0,09)	MHO: (Trend: 21,4; 0,08)
<i>Cymindis vaporariorum</i>		(Trend: 3,5; 0,07)	HMH: (Trend: 16,3; 0,06)				OM: 5,6 (0,02)	MHO: (Trend: 16,9; 0,08)
<i>Bradycellus ruficollis</i>			HMH: (Trend: 5,6; 0,1)					
<i>Stenolophus mixtus</i>							OM: (Trend: 1,6; 0,09)	
Nur HT (innerhalb FH), offene Moore								
<i>Pterostichus strenuus</i>								SPS: 53,2 (0,01)
<i>Carabus arvensis</i>	(Trend: 8,1; 0,0)							VUG: (Trend: 25,9; 0,1)
<i>Harpalus latus</i>								SPS: 17,4 (0,04)
<i>Notiophilus aquaticus</i>								VUG: 44,2 (0,01)
<i>Poecilus lepidus</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Clivina fossor</i>								HMO: 29,2 (0,02)
<i>Harpalus servus</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Pterostichus nigrata</i> (s.str.)								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Syntomus foveatus</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Trechus obtusus</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Calathus erratus</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Cicindela hybrida</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Cicindela sylvatica</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Epaphius secalis</i>								HMO: (Trend: 17,0; 0,08)
<i>Trichotichnus laevicollis</i>								HMO: (Trend: 14,9; 0,08)
<i>Anisodactylus binotatus</i>								MHO: 44,9 (0,01)
<i>Acupalpus luteatus</i>								HMO: 33,3 (0,04)
<i>Amara equestris</i>								HMO: 29,4 (0,03)
<i>Amara aenea</i>								HMO: (Trend: 24,5; 0,06)
<i>Amara communis</i> (s.str.)								MHD: (Trend: 24,2; 0,06)

<i>Pterostichus minor</i>								CRS: (Trend: 14,5; 0,1)
Nur HT (innerhalb FH), Moorwald								
<i>Pterostichus pumilio</i>								VUB: 25,5 (0,04)
<i>Carabus sylvestris</i>								FQM: 82,9 (0,01)
<i>Pterostichus burmeisteri</i>								FQM: 34,2 (0,03)
<i>Pterostichus niger</i>								FQM: (Trend: 19,9; 0,07)
<i>Carabus hortensis</i>								FMS: 32,5 (0,02)
<i>Notiophilus biguttatus</i>								FMS: 26,6 (0,01)
<i>Elaphrus cupreus</i>								FMS: 29,0 (0,05)
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>								FMS: 26,5 (0,01)
<i>Abax parallelus</i>								VPS: (Trend: 19,8; 0,08)

Auffallend wenige Arten erreichen auf Ebene der starken Kontrastpaarungen der ersten Aggregationsstufe (offenes versus bewaldetes Hochmoor, Moorwald intakt versus verändert) signifikante oder auch nur als Trend zu verstehende Testwerte.

Zwei Arten (*Pterostichus diligens*, *P. rhaeticus*) erzielen die höchsten IndVal für organische Standorte, was schon bei den Bruchwäldern erwähnt wurde. Diese beiden Arten werden auch als einzige in der Aggregationsstufe der HTS1, die intakte und veränderte Hochmoor-Standorte gegeneinander testet (sowie ebensolche Moorwald-Standorte), als „Indikatorarten“ intakter Hochmoore ausgewiesen, wenn auch nur mit Trend-Werten. *Agonum ericeti* als die „Flaggschiff“-Art offener Hochmoore laut Literatur wird hingegen mit signifikantem Wert den Hochmoorheide-Standorten zugeordnet. Keine Art wird auf dieser Aggregationsstufe den Moorwäldern (weder den intakten noch den veränderten) zugewiesen. Auf ungefähr derselben Aggregationsebene, jedoch basierend auf der Bestockung (HTB), wird *P. rhaeticus* den primären Moorwäldern, und *A. ericeti* den intakten Hochmoor-Habitaten und Moorheiden zugerechnet.

Agonum ericeti erzielt auf allen Testebenen signifikante Werte, was eine entsprechende Analyse der Habitatpräferenzen ermöglicht. Für das Konvolut aller armen Moorstandorte, also Hoch- und Übergangsmoore sowie Moorheiden (AMA), erzielt sie ihren höchsten IndVal. Zwischen intakten, verheideten und den übrigen sekundären Hochmoor-Standorten (HTS1) wird diese Art verheideten Hochmooren zugeordnet. Werden die verheideten mit den übrigen sekundären zusammengezählt und den primären, intakten Hochmoor-Habitaten gegenübergestellt (HTB1), wird die Art hingegen letzterem Konvolut zugewiesen. Die Art präferiert demnach im ISA-Test ursprüngliche Moorhabitats, toleriert aber durchaus verheidete Varianten. Dies zeigt, wie empfindlich die ISA-Tests gegenüber der Gruppenbildung reagieren können (vgl. Diskussion).

Für zwei Arten werden signifikante Werte für Moorwälder errechnet, für neun weitere (ohne FMS) auf Ebene der Habitattypen, die freilich nur unter den Feuchthabitaten errechnet werden konnten, was für Arten, die weitgehend auf Landwälder beschränkt sind, wie *Carabus sylvestris*, *Pterostichus pumilio* und *Pterostichus burmeisteri*, die Testwerte stark relativiert.

Eine recht große Zahl von Arten wie *Bembidion humerale* und *Elaphropus walkerianus* wird auf verschiedenen Testebenen offenen Mooren oder bestimmten Habitattypen offener, veränderter Hochmoor-Habitats zugeordnet, manche davon mit hohen Testwerten, v.a. auf

HT-Ebene (also innerhalb der Moorhabitats), doch zumindest auch mit einem Trend-Wert auf einer der Testebenen, der sie im Gesamtdatensatz überhaupt in den Moor-Kontext stellt.

Eine ganze Reihe von Arten erzielt nur auf Ebene des HT (innerhalb der Feuchthabitats) einen signifikanten Testwert der ISA im Moor-Kontext. Sie sind hier nur nachrichtlich aufgeführt, sofern sie nicht auf mindestens einer der Testebenen einen Trend-Wert erzielen, der sie in den Zusammenhang mit Mooren stellt. Fehlt ein solcher auf allen Testebenen, legt dies den Schluss nahe, dass es sich überwiegend um moorfremde Arten handelt (was der Überprüfung bedarf, vgl. Anlage 5). Ihre Bevorzugung bestimmter, vielfach sekundärer Typen im Moor-Kontext muss dann mit dieser Einschränkung gesehen werden. Beispielsweise erzielt *Carabus sylvestris* zwar für Fichten-Quellmoore (FQM) einen sehr hohen IndVal, doch liegt dies lediglich daran, dass dies meist die einzigen Feuchthabitats sind, die die Art besiedelt, während die weitaus meisten Vorkommen dieser Art in terrestrischen Habitats wie Hochlagen-Fichtenwäldern, Bergmischwäldern und Blockhalden zu finden sind.

3.9.3.4. Test auf Affinität zu Habitats und habitatprägenden Faktoren

Die Ergebnisse der Chi²-Tests sind aus Gründen des Formates in der Anlage 4, Tabelle A. 4.7. aufgeführt. Die sich daraus ergebenden Testaffinitäten zu Moorwäldern und Hochmooren werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

Für die Tests auf einzelne Habitattypen gilt, dass bei den offenen Mooren nur die „Leit-Habitats“ (SPM, CRS) durchgehend mit Chi² getestet wurden. Angesichts der großen Vielfalt der Moorheiden und anderer sekundärer Habitats erschien es sinnvoll, zumindest geringfügig aggregierte Habitats (alle Moorheiden) zu testen. Daher wurde nur bei sich aufgrund von Stetigkeit und Treue andeutender spezieller Bevorzugung eines ganz konkreten Einzel-Habitats dieses auch gezielt getestet. Dies erscheint v.a. deswegen zulässig, da die Moorheiden und anderen Sekundärhabitats hier in erster Linie als Vergleichshabitats mit aufgenommen wurden.

Die folgenden, nur als Einzeltiere bzw. nur von jeweils einer, stärker veränderten Moorfläche (Moorheiden, z.T. auf Truppenübungsplätzen mit Kalkstaub-Belastung u.ä.) vorhandenen Arten wurden bei den weiteren Auswertungen/bei den Chi²-Tests nicht berücksichtigt, da sie als Irrgäste gelten müssen. Es handelt sich überwiegend um hygrophile (*Agonum viridicupreum*, *Perigona nigriceps*, *Acupalpus luteatus*, *Bembidion illigeri*, *Paratachys bistriatus*), z.T. aber auch eher xerophile (*Anisodactylus signatus*, *Harpalus servus*, *Cicindela sylvatica*) Arten, die nach dem Kenntnisstand der Literatur (vgl. Anlage 5) keinen direkten Bezug zu ombrogenen Mooren und Moorwäldern haben. Arten, die ausschließlich für bestimmte, stärker veränderte Moorstandorte Trend- Ergebnisse in der ISA der Moor-Habitats erzielt haben, sind nicht berücksichtigt, sofern sie nicht in mindestens einem Test auch auf Moor-Habitats Trend-Werte zeigten (s.o.).

3.9.3.5. Vergleich der indikatorischen Arten beider Testverfahren

Tabelle 3.122. stellt für das Aggregat aller Habitats auf organischen Böden (ORG) jene Arten zusammen, die hierfür ihren maximalen Testwert erreichen.

Tab.: 3.122.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für organische Standorte; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Pterostichus diligens</i>	ORG	430,8715	VPR	(OMBR>MWA>OM>MWP>HMA)	ORG	58,3
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	ORG	332,1253	VPR	(OMBR>FH>MWA>OM>HMA)	FH	49,4

Für zwei Arten wird demnach auf dieser Ebene der höchste Chi²-Wert erzielt, und für eine davon auch in der ISA, während sich für die andere in der ISA für die Summe aller Feuchthabitats (FH) ein höherer Wert errechnet. Alle genannten Werte sind hoch.

In Tabelle 3.123. sind die Ergebnisse für ISA und Chi²-Verfahren für Arten mit höchstem Bezug zu Moorwäldern gegenübergestellt. Testergebnisse, die die Art in Beziehung zu diesen setzen, sind dunkelbraun hervorgehoben. Für die ISA ist der höchste Testwert

angegeben, und sofern dieser auf der Ebene des HT liegt (die ja innerhalb der ombrotrophen Moore/Moorwälder getestet wurden), ist zusätzlich und an erster Stelle in der Tabelle der höchste „allgemeine“ Test, der im ganzen Datensatz angewandt werden konnte, aufgeführt.

Tab. 3.123.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für Moorwald und Konvolute (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); ohne Arten, die ausschließlich in der ISA der ombrotrophen Flächen auf HT einen signifikanten Testwert erreichen); braun=Testbezug zum Moorwald; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5/Moor-Kontext bzw. ()=insgesamt	ISA (max.)	Ind. Val.
<i>Carabus menetriesi (pacholei)</i>	MWA	80,1052	VPR	MWP>VPR>OMBR>MWSI>ORG	MWA	10,6
<i>Epaphius rivularis</i>	VUB	246,9194	VUB	CRS>FH>ORG>OMBR>OM	(ORG), VUB	69,9
<i>Patrobis assimilis</i>	VUP	244,3564	VUP	FIM>FIMA>MWSI>MWP>MWA	VUP	27,3
<i>Trechus alpicola</i>	CVP	82,4601	CVP	FIM>HLMO>FIMA>FIKBO>HL	CVP	41,0
<i>Trechus splendens</i>	HLMO	56,8854	PMS	MWA>FIM>MWP>MWSI>HLBLKMO	(ORG), FQM	30,6
<i>Carabus violaceus (s.str.)</i>	HLMO	51,2452	PMS	MWA>HLBLKMO>OMBR>MWSI>ORG	(ORG), CVP	25,0

Nur insgesamt sechs Arten werden Moorwäldern als Habitat höchster Affinität zugeordnet, alle durch das Chi²-Verfahren und zugleich die ISA. Alle diese Arten erzielen für Moorwald-Habitattypen ihren höchsten HT-Testwert in den Chi²-Testserien, vier davon erreichen zugleich für Moorwälder oder bestimmte Moorwald-HT auch den insgesamt höchsten Testwert.

Die anderen zwei erzielen den insgesamt höchsten Wert für das Konvolut aus Hochlagen und Mooren. Für letztere beide Arten steht die Kältepräferenz wahrscheinlich (mit) an erster Stelle ihrer Habitatansprüche.

Die entsprechende Tabelle für offene Hochmoore, Moorheiden und Sonderhabitate veränderter Moore findet sich in Tabelle 3.124.

18 Arten haben ihren Chi²-Maximalbezug zu offenen Hochmooren und Moorheiden, 13 davon auch über den maximalen Chi²-Testwert auf HT-Ebene. 13 Arten weisen für offene Hochmoore (auf einer der Testebenen) ihren höchsten Testwert der ISA auf. Nur eine der Arten der Liste hat mit *D. globosus* nicht zugleich auch den höchsten Chi²-Testwert für offene Hochmoore, sondern für Feuchthabitate allgemein.

Als Art mit Bezug zum intakten Kernlebensraum des offenen Hochmoores, dem Bunttorfmoos-Rasen, wird von beiden Verfahren *Agonum ericeti* identifiziert, wenn auch mit unterschiedlichen Nuancen: im Chi²-Test wird das SPM als höchster Testwert (nur) auf HT-Ebene erzielt, in der ISA das SPS als sekundäre Ausprägung des SPM als höchster Wert.

Auffallend ist der starke Bezug der meisten relevanten Arten zu sekundären Moorhabitaten, v.a. der Moorheiden, während intakte Hochmoore ihrem Ruf als extrem artenarme Lebensräume auch in Bezug auf die Ergebnisse der Testverfahren gerecht werden. Verheidete Stadien treten jedoch beispielsweise in Stillstandskomplexen auch in natürlichen Mooren auf, sind also grundsätzlich auch Teil des natürlichen Lebensraumkomplexes (sh. Abschnitt 3.9.4.)

Keine Art wird nur durch die ISA in den Moorkontext gestellt. Die fünf Arten, die nicht in beiden Verfahren selektiert werden (wenn auch die übrigen Arten auf unterschiedlichen Ebenen bzw. für unterschiedliche Einheiten als Maximalwerte), sind alle keine vorwiegenden oder ausschließlichen Moorarten, sondern haben Lebensräume auch in (Feucht)wiesen

(*Poecilus cupreus*, *Amara communis* s.str., *Agonum sexpunctatum*) oder anderen heideartigen Lebensräumen (*Bradycellus ruficollis*) und Kiefernwäldern (*Harpalus solitaris*).

Tab. 3.124.: Vergleichende Übersicht der verfahrensselektierten Arten für offene Moore, Moorheiden und Konvolute (versch. Ebenen; ohne Trendwerte); ohne Arten, die ausschließlich in der ISA der ombrotrophen Flächen auf HT einen signifikanten Testwert erreichen; orangebraun=Testbezug zu offenen Mooren; in Spalte 5 sind die nächsthöchsten 5 Chi²-Testwerte aufgeführt (Aggregatreihe in Klammern bezieht sich nur auf die Testergebnisse im Kontext der Habitatgruppe, sonst sind es absolut die höchsten Werte)

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	höchster HT	Chi ² , nächste max. 5/Moor-Kontext bzw. ()=insgesamt	ISA	Ind. Val.
<i>Agonum ericeti</i>	HMA	197,7850	SPM	OMBR>ORG>OM>SPM>HMH	SPS, ORG	48,9
<i>Elaphropus walkerianus</i>	HMO	149,4991	HMO	HMA>OM>HMH>FH>OMBR	HMO	28,3
<i>Acupalpus dubius</i>	HMO	149,4991	HMO	(NMO>NM>OM>BRSI>BRUS)	HMO	33,3
<i>Harpalus solitaris</i>	HMO	48,7262	HMO	(MHO>BRAS>SO)		
<i>Notiophilus aquaticus</i>	VUG	107,9917	VUG	(SSW>KIHN>TRSS>CPI>WBF)	VUG	44,2
<i>Bembidion humerale</i>	MHO	262,3333	MHO	HMH>HMA>OM>OMBR>ORG	MHO	67,9
<i>Anisodactylus binotatus</i>	MHO	42,5590	MHO	(BRAS>SO>VSS>TRSS>HMH)	MHO	44,9
<i>Agonum sexpunctatum</i>	MHO	29,8829	MHO	OM>HMA>HMH>SPM>HMI		
<i>Pterostichus vernalis</i>	MHF	160,5407	MHF	(HMH>OM>SAL>HMA>SAN)	MHF	38,4
<i>Cicindela campestris</i>	HMH	203,9713	-	HMA>OM>FH>OMBR>ORG	OM	7,6
<i>Cymindis vaporariorum</i>	HMH	123,9795	MHF	(HMA>OM>MHF>OMBR>ORG)	OM	5,6
<i>Amara lunicollis</i>	HMH	88,2409	SPS	(OM>HMA>BRAS>NDW>SPS)	SPS	28,4
<i>Bradycellus ruficollis</i>	HMH	56,3326	-	HMA>OM>OMBR>(FH)>(NDW)		
<i>Amara famelica</i>	HMH	51,2899	-	HMA>OM>FH>OMBR>(ORG)	OM	1,6
<i>Poecilus cupreus</i>	HMH	35,9490	SPM	(TRSS>HMA>LITR>OM>NDW)		
<i>Lebia marginata</i>	HMH	23,7323	-	OMBR>ORG>HMA>MWSI>MWP		
<i>Amara communis</i> (s.str.)	HMH	19,2419	NMO	(OM>NMO>MHD>NM>HMA)		
<i>Bembidion articulatum</i>	MUF	360,3973	MUF	HMA>OM>FH>OMBR>(ORG)	MUF	40,0
<i>Dyschirius globosus</i>	FH	99,5306	NMO	(OM>HMH>BRSI>BRUS>NMO)	HMO	35,4

3.9.3.6. Zusammenfassung der Chi²-Testergebnisse und der Literaturreferenzierung

Tabellen 3.125. bis 3.127. stellen jeweils für Habitate organischer Böden, Moorwälder und offene Hochmoore den Testergebnissen das Resultat der Literaturreferenzierung (vgl. Anlage 5) gegenüber. Den Anfang macht das Aggregat aller organischen Standorte (ORG) in Tabelle 3.125.

Tab. 3.125.: Charakteristische Arten organischer Standorte

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höchst- HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewertung
<i>Pterostichus diligens</i>	ORG	430,8715	VPR	+	+	+	N	+	C
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	ORG	332,1253	VPR	+	+	+	N	+	C

Beide hier aufgelisteten Arten sind die allgegenwärtigen Arten organischer Standorte und können nach dem verwendeten Algorithmus als Charakterarten für dieses Aggregat gelten.

Tabelle 3.126. führt die fraglichen Arten für Moorwälder oder bestimmte Moorwald-Typen auf.

Tab. 3.126.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der Moorwälder

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Carabus menetriesi</i>	MWA	80,1052	VPR	+	+	+	N	++	C
<i>Epaphius rivularis</i>	VUB	246,9194	VUB	+	+	+	N	+	C
<i>Patrobus assimilis</i>	VUP	244,3564	VUP	+	>	+	N	+	C
<i>Trechus alpicola</i>	CVP	82,4601	CVP	+	>	+	N	++	C
<i>Trechus splendens</i>	HLMO	56,8854	PMS	+	+	+	N	++	C
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	HLMO	51,2452	PMS	+	+	+	N	+	C

Alle sechs Arten können als Charakterarten der Moorwälder gelten. Dies gilt selbst für jene Arten, die den höchsten Chi²-Testwert für das zusammen mit Hochlagen gebildete Konvolut erreichen, da Hochlagen-Waldstandorte über die niederschlagsbedingte Feuchtigkeit und organische Akkumulation (mit torfartigem Rohhumus) letztlich vielfach auch zu den organisch beeinflussten Standorten gezählt werden können. Ein Konvolut „Kältehabitate“ wäre eine weitere Klammer um diese beiden Bestandteile des Konvoluts aus Mooren und Hochlagen-Standorten. *Trechus alpicola*, dessen höchster Chi²-Testwert auf das CVP lautet, fast gleich hoch indes wiederum auf das Konvolut von Hochlagen- und Mooren, kann jedenfalls für Habitate der Hochlagen und in tieferen Lagen speziell den Aufichtenwald (CVP) als Charakterart gelten (sh. auch im Kapitel Fichtenwald).

Viele der einzelnen Moorwald-Habitattypen verfügen nicht über Arten, die speziell in diesen ihren Maximalwert erreichen. Ausnahmen sind Fichten-Moorwälder und Birken-Moorwälder, nicht jedoch der Spirken-Moorwald oder Bergkiefern-Moorwälder allgemein, ebenso wenig wie Waldkiefern-Moorwald. Gleiches gilt für sekundäre Typen.

Tab. 3.127. enthält die entsprechenden Arten offener Hochmoore und Moorheiden.

Tab. 3.127.: Ergebnis der Literaturreferenzierung auf Charakterarten der offener Hochmoore und Moorheiden

Art	Chi ² (max.)	Testwert (max.)	Höch- ster HT	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Merk. Chi ²	Bewer- tung
<i>Agonum ericeti</i>	HMA	197,7850	SPM	+	+	++	N	++	C
<i>Elaphropus walkerianus</i>	HMO	149,4991	HMO	+	+	+	N	N	C
<i>Acupalpus dubius</i>	HMO	149,4991	HMO	>	>	+	N	K	
<i>Harpalus solitarius</i>	HMO	48,7262	HMO	>	>	N	N	N	
<i>Notiophilus aquaticus</i>	VUG	107,9917	VUG	>	>	+	N	+	
<i>Bembidion humerale</i>	MHO	262,3333	MHO	+	+	+	N	+	C
<i>Anisodactylus binotatus</i>	MHO	42,5590	MHO	>	>	N	X	N	
<i>Agonum sexpunctatum</i>	MHO	29,8829	MHO	>	>	N	X	N	
<i>Pterostichus vernalis</i>	MHF	160,5407	MHF	>	>	+	N	N	
<i>Cicindela campestris</i>	HMH	203,9713	-	>	>	N	X	N	
<i>Cymindis vaporariorum</i>	HMH	123,9795	MHF	+	+	+	N	+	C
<i>Amara lunicollis</i>	HMH	88,2409	SPS	>	>	+	N	+	
<i>Bradycellus ruficollis</i>	HMH	56,3326	-	+	+	+	N	+	C
<i>Amara famelica</i>	HMH	51,2899	-	>	>	N	N	N	
<i>Poecilus cupreus</i>	HMH	35,9490	SPM	>	>	N	X	+	
<i>Lebia marginata</i>	HMH	23,7323	-	>	>	N	N	K	
<i>Amara communis</i> (s.str.)	HMH	19,2419	NMO	>	>	+	X	+	
<i>Bembidion articulatum</i>	MUF	360,3973	MUF	>	>	+	X	K	
<i>Dyschirius globosus</i>	FH	99,5306	NMO	<	<	+	N	+	

Fünf Arten der offenen Hochmoore rechtfertigen den Status als Charakterarten, vier davon für Moorheiden und nur einer für offene Hochmoore allgemein. Anders als bei den Moorwäldern enthalten die Moorheide-Arten nicht nur Kulturflüchter und Intensivkulturflüchter, sondern zumindest auch einige Arten, die auch auf bestimmten Kulturflächen auftreten können, und möglicherweise z.T. in der „Urlandschaft“ nicht auf Moore beschränkt gewesen sein mögen (Spitzer & Danks 2006), ja intakte Moore sogar weitgehend gemieden haben dürften (sh. Abschnitt 3.9.4.).

Es ergeben sich die in Abbildung 3.59. dargestellten Affinitäts-Beziehungen von Arten zu Habitattypen und -gruppen.

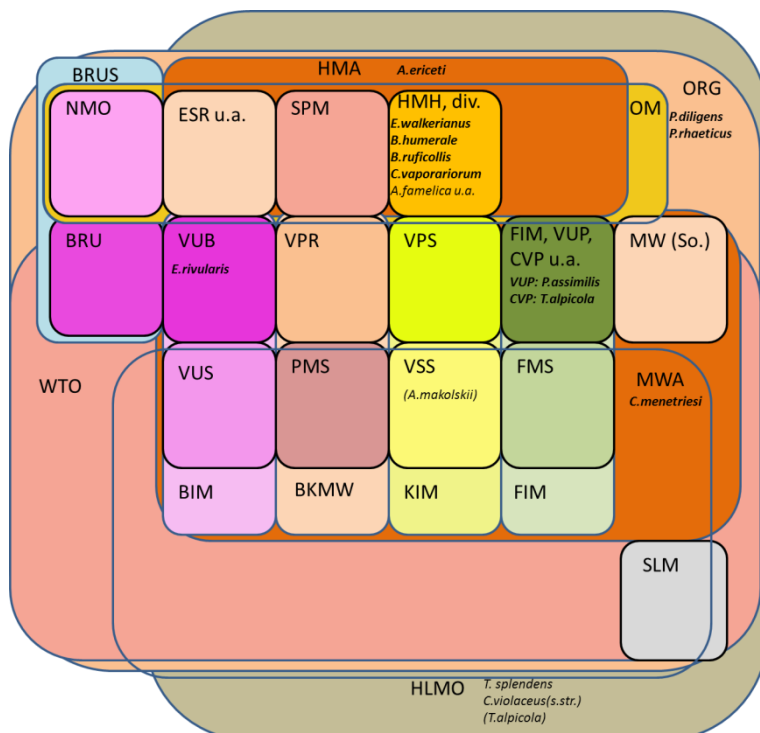


Abb. 3.59.: Zusammenhang der Moor-Habitattypen und der von ihnen (mit) gebildeten Konvolute, mit den Arten, die hier höchste Chi²-Testwerte (Affinitäten) erreichen (Charakterarten fett)

Der weiteren Differenzierung der Fichten-Moorwälder wie auch der Moorheiden kann die Abbildung aus Platzgründen nicht Rechnung tragen, während andererseits etliche Kacheln auch leer bleiben. Hierbei ist jedoch zu betonen, dass es sich nur um die Charakterarten und verfahrensselektierten Arten handelt, und nicht etwa ein allgemeines Fehlen von Arten oder auch auf bestimmte Habitatbedingungen spezialisierten Arten in diesen Habitattypen.

3.9.4. Vergleichende Ergebnisbetrachtung in Bezug auf Lebensräume

Weitere Ausprägungen und Gemeinsamkeiten mit anderen Lebensräumen

Gemeinsamkeiten mit den **Übergangs- und den Niedermooren** werden beim Bruchwald besprochen. *Pterostichus diligens* und *P. rhaeticus* sind die gemeinsame, natürliche Grundausrüstung der Moore aller Trophie und aller Höhenstufen in Bayern.

Es kann angenommen werden, dass ursprünglich die Niedermoorgebiete der Talsysteme weitgehend durchgehende Verbindungsachsen darstellten, die zudem wie das Erdinger Moos stellenweise auch Hoch- oder Übergangsmoor-Kerne trugen. Für manche Arten der Moore dürften diese zumindest unter bestimmten Bedingungen Vernetzungsachsen dargestellt haben (Ringler, md. Mitt.), wenn auch für die streng an Hochmoore gebundenen Arten sicher nur in begrenztem Umfang.

In höheren Lagen verschwinden die Unterschiede zwischen der Fauna dieser Obertypen der Moore immer mehr, während die Bindung von Arten speziell an Hochmoore in tieferen Lagen absolut sein kann, wofür klimatische Gründe an erster Stelle ursächlich sein dürften. Mit den **hoch gelegenen Nadelwäldern** bestehen standortklimatisch (lang andauernde Kälte und Nässe durch die sehr hohen Niederschläge) und standörtlich (Rohhumusaufgabe als Quasi-Vorstufe einer Vertorfung) wie dargestellt Gemeinsamkeiten. Diese findet in mehreren Arten ihren Ausdruck, die für das Konvolut aus Mooren und Hochlagenstandorten ihre höchsten Chi²-Testwerte erzielen, wie *Carabus violaceus* (s.str.) und *Trechus splendens* (sh. im Kapitel Fichtenwald).

Mit **Heiden** bestehen viele Gemeinsamkeiten in der Artausstattung, und die Herkunft der „Heide-Elemente“ der bayerischen Fauna, wie etwa *Bembidion nigricorne*, kann über Pionierstadien ärmster Standorte sowie von natürlichen Rohbodenstellen und Verheidigungs- bzw. Stillstandsphasen der Hochmoore erklärt werden (vgl. Kapitel Kiefernwald), und erklärt auch, warum gerade dieses mutmaßlich zoo-anthropogene Landschaftselement über relativ viele spezialisierte Arten verfügt.

Natürliche Moorgewässer wie Mooraugen sind sehr extreme Lebensräume und Heimat v.a. der für Hochmoore typischen Arten. Durch Handtorfstiche und Einstau von Gräben entstehen in Hochmooren neben den Hochmoorheiden auch **sekundäre aquatische Lebensräume**. An diesen können neben spezialisierten Hochmoor-Arten (wie *Bembidion humerale* und *Elaphropus walkerianus*) auch einer Reihe von Ufer-Bewohnern auftreten, die Rohboden-Ufer organischen Substrates besiedeln können, aber nicht darauf beschränkt sind, wie *Bembidion articulatum*.

Faunengeschichtliche und arealgeographische Beziehungen

Moore sind ein Lebensraum von Kaltzeit-Relikten. Es ist daher für das Vorkommen mancher, relikitärer Arten von Belang, ob ein Moor bis zur letzten Kaltzeit (Eiszeit), z.T. sogar noch darüber hinaus, über eine entsprechende Tradition verfügt. Jüngere Moorbildungen können aber z.T. auch besiedelt werden, wenn sie rezent mit solchen alten Mooren in Verbindung stehen, wie Beispiele aus dem FFH-Monitoring zeigen (Müller-Kroehling, unveröff.).

Zur Bindung von Arten an Hochmoore und auch in Bezug auf Moorwald gibt es verschiedene Theorien. Peus (1950) hat auf die Bedeutung des Klimas für viele der kältepräferenten Moorbewohner hingewiesen. Er verneint den „Eiszeitrelikt“-Charakter von Moorarten, und sieht auch ihre Habitatbindung ausschließlich als Bindung an ein kontinentales Kälteklima, nicht an die speziellen Habitatbedingungen von Mooren. Paje & Mossakowski (1984) haben auf die Bedeutung der Trophie bzw. v.a. des Säuregrade hingewiesen. Främbs (1994) hat Bult-Schlenken-Strukturen als bedeutsames Strukturelement in Hochmooren herausgestellt. Mossakowski (1978) zufolge kommen viele der Moorarten bevorzugt in (streng genommen) Übergangsmoor-artigen oder doch zumindest nicht ganz rein ombrotrophen Lebensräumen am Rande des eigentlichen Hochmoores vor, und sind doch „gute Moorarten“, d.h. echte Moorbewohner. Manche Arten, deren Verbreitung heute an Moor-Lebensräume (weitgehend oder vollständig) gebunden zu sein scheint, sind in Wirklichkeit nur „Kulturflüchter“, deren Lebensräume außerhalb der Moore durch intensive Landnutzung zerstört und verschwunden sind (Spitzer & Danks 2006). Manche Arten weisen nur regional eine Moorbildung auf, da in diesen Regionen (z.B. solchen eher milden Klimas) die mikroklimatischen Bedingungen für ihr Vorkommen nur in Mooren realisiert sind (z.B. Horion & Hoch 1954). Ähnlich verhält es sich mit *Bradycellus ruficollis*, dessen obligate Bindung an *Calluna*-Standorte die Art in manchen Regionen mehr oder weniger vollständig an Moore bindet (Frisch & Müller-Kroehling 2012).

Auch jene Arten, die nicht ausschließlich in Mooren leben, weisen in ihren in Mooren vorkommenden Populationen möglicherweise bestimmte Anpassungen (z.B. in Form von Allelhäufungen) auf, die ihnen ein Leben in Mooren besser ermöglichen, wie das als „Moor-Melanismus“ bezeichnete, gehäufte Auftreten dunkler Exemplare, das u.a. von *Agonum muelleri*, *A. sexpunctatum* (von Emden 1932), *Tachys bistriatus* (Hurka 1996) und *Anisodactylus nemorivagus* (Gersdorf 1953) beschrieben wurde.

Peus (1950) charakterisiert das Hochmoor als „Steppe“ und sieht eine scharfe Trennung der offenen Hochmoore von den bewaldeten Mooren, die er dem „Arboreal“ zuordnet, und denen er eine eigenständige Fauna weitgehend abspricht. Die Ergebnisse v.a. der Ordination sprechen hingegen dafür, dass eine strenge Trennung der Hochmoore von den Moorwäldern nicht besteht, und nicht wenige der eigentlichen Moorarten beide Teilaspekte nutzen können, was auch in den Testergebnissen zum Ausdruck kommt. Die auf eine der beiden

Habitattypengruppen beschränkter Arten sind überwiegend solche, die auch andere Lebensräume außerhalb der Moore nutzen, während die ganz streng auf Moore beschränkten Arten überwiegend eben keine spezialisierten reinen Offenland- oder Waldarten der Moore sind.

Arealgeographisch betrachtet ist die spezialisierte Fauna der Moorwälder im südlichen Mitteleuropa ein Mix: einige der Moorwald-Arten kommen in Nordeuropa verbreitet vor (*Patrobus assimilis*, *Epaphius rivularis*), andere sind Endemiten europäischer (Mittel)gebirge (*Carabus menetriesi pacholei*, *Trechus splendens*). Dies ist vergleichbar den Baumarten, wo einige Baumarten große Gemeinsamkeiten mit den Lebensbedingungen Nordeuropas widerspiegeln (Fichte, Waldkiefer, Moorbirke) und andere den (endemischen) Mittelgebirgscharakter (Spirke, Latsche). Manche der spezialisierten Moorwald-Arten Nordeuropas, wie *Platynus mannerheimii* (vgl. Niemelä et al. 1987b, Lindelöw 1990, Bergeron et al. 2011), fehlen in Mitteleuropa aber natürlicherweise.

3.9.5. Gefährdung der Arten und des Lebensraumes, Verantwortung und Maßnahmen

Gegenüber mäßigen Störungen wie bäuerlichen Handtorfstichen reagiert die Artenvielfalt von Mooren nur bedingt negativ (Neuhäusl 1990), ja teilweise (vgl. das „Heide-Element“) positiv, so dass manche Arten regelrecht als „Mäßigstörungszeiger“ bzw. Nutznießer solcher Störungen verstanden werden können. Demgegenüber führt eine Veränderung des Gebiets-Wasserhaushalts und Nährstoffhaushalts zu sehr schwerwiegenden Veränderungen, die es konsequenter Weise zu vermeiden gilt, und die oftmals auch theoretisch nur teilweise wieder rückgängig zu machen sind (Neuhäusl 1990).

Zahlreiche der charakteristischen Arten dieser Habitatgruppe sind gefährdet, z.T. sogar vom Aussterben bedroht. Arten hoher Schutzverantwortung mit Moorwald-Bezug sind *Carabus menetriesi pacholei*, *Trechus montanellus*, *T. amplicollis* und *T. splendens* (Müller-Kroehling 2013a).

Gebiete mit Vorkommen des nach FFH-RL prioritären Hochmoorlaufkäfers gehören zweifellos zu den Gebieten höchster Schutzpriorität schon kraft dieser Richtlinie und des subendemischen Charakters des Taxons. Die Vorkommensgebiete der beiden Voralpen-Taxa *witzgalli* und *knabli*, die heute beide ausschließlich in Bayern liegen, und im Klimawandel einem besonders hohen Druck unterliegen werden (Müller-Kroehling et al. 2013), sind hierbei noch besonders hervorzuheben. Für den Bayerischen Wald als Heimat des *C. menetriesi*, *T. montanellus* und *T. splendens* sowie die Ostalpen als Heimat von *T. amplicollis* und *T. splendens* besteht eine besondere Verantwortung für den Schutz der Lebensräume dieser Arten.

Alle der Moorwald-Charakterarten haben eine Affinität zu kalten und zu feuchten-nassen Bedingungen im Chi²-Test, mit Ausnahme von *Carabus violaceus* (s.str.), der keine Präferenz für nasse Bedingungen zeigt. Die Wiederherstellung des moortypischen Wasserhaushaltes ist für den Erhalt naturnaher Moorlebensräume die wichtigste Maßnahme. Diese Maßnahme dient auch dem Erhalt des moortypischen Eigenklimas. Dazu gehört ferner u.a. auch der Verdunstungsschutz des „Oasen-Effekts“ (Oke 1987) durch einen intakten Moorrandwald (Müller-Kroehling et al. 2013). Eine kritische Diskussion zu Fragen der Moorrenaturierung v.a. in Bezug auf Moorwald-Ausstockungen liefern Müller-Kroehling et al. (2013a). Speziell für den Fichten-Moorwald gelten die beim Thema Hochlagen-Fichtenwald gemachten Aussagen (vgl. auch Müller-Kroehling et al. 2009b) zur Gefährdung durch den Klimawandel speziell auch in Bezug die Waldschutz-Problematik.

4. Diskussion

A - Die Stellung der Lebensräume und Arten unter- und zueinander

Die Arten sehen sich einer Natur gegenüber, die aus zahlreichen Gradienten der verschiedenen relevanten Faktoren besteht. ***Natura non facit saltus*** - „Die Natur kennt keine Sprünge“ (Turcek 1966). Nur sehr wenige Grenzen in der Natur sind abrupt, wie z.B. eine steil abstürzende Felskante, sondern überwiegend als mehr oder weniger breite Übergänge ausgebildet (Gleason 1926, Goodall 1954, Ehrendorfer 1954, Turcek 1966). Vielfach hat der Mensch durch seine Landnutzung Übergänge „versteilt“ (Moorentwässerung im Umfeld eines Hochmoores, dessen umgebendes Niedermoor nun eine drainierte Fettwiese ist), was auch für zeitliche Übergänge gilt (Turcek 1966), wie das Abflauen der Sukzession auf Freiflächen, die durch Pflanzungen „beschleunigt“ und gelenkt werden kann. Diese Situation (Versteilung) kann zwar den artindividuellen Bezug zu den Lebensräumen nicht verändern, wohl aber das Verteilungsmuster der Art als Reaktion auf die Verteilung der bestimmenden Faktoren in der Landschaft.

Dennoch, d.h. trotz dieser Versteilung und Homogenisierung der Landschaft, gilt auch heute, dass „Habitate nicht einfache, simple und homogene Flächen sind, sondern heterogene, dynamische Mosaik aus Flecken [„patches“], über eine große Bandbreite räumlicher Skalen“ verschachtelt [„nested“] (Kotliar & Wiens 1990, Altmöös 2003, Haslett 2006, für die Laufkäfer z.B. Bortmann 1996). Der Raumbezug der „Patches“ ist daher auch nicht durch einen bestimmten Raum-Maßstab definierbar (Southwood 1987), sondern muss sich an den zu untersuchenden Organismen orientieren (Kotliar & Wiens 1990, Altmöös 2003), d.h. ist im Zweifelsfall artindividuell. Die Landschaft stellt sich für jede Art anders gegliedert dar (Röber & Schmidt 1994), und die Heterogenität kann unterschiedliche Ausmaße annehmen (z.B. „getrennt homogen“, „ungetrennt heterogen“, „getrennt heterogen“, Addicott et al. 1987). Selbst homogen erscheinende Lebensräume sind es nicht (Goodall 1954), und eine „fleckenhafte Umwelt verschärft die Schwierigkeit, geeignete Maßstäbe auf zeitlicher wie räumlicher Ebene für die Untersuchungen zu finden“ (Addicott et al. 1987), selbst wenn es nur um die Betrachtung einer einzelnen Art geht.

Übergänge und Durchdringungen sind also ein bestimmendes Element in der räumlichen Verteilung der Lebensräume. Manche Arten besiedeln die Übergangszonen stärker als die angrenzenden Einheiten. Grenzt man diese Übergänge aber als eigene Einheiten ab, entstehen neue (und sogar mehr) Übergangszonen zwischen der neuen Einheit und den dann angrenzenden Einheiten (Gleason 1926). Die Bildung von „Übergangsgemeinschaften“ löst daher dieses Problem nicht auf (Looijen & van Andel 1999).

Manche Lebensräume stellen sich der Habitatnutzung nicht höchstgradig angepasster Arten durch ihre Habitateigenschaften oder ihre Lage stärker entgegen als andere, stellen also (für viele Arten) eine stärkere Besiedelungsgrenze bzw. einen „Widerstand“ [„adversity“] dar (Whitaker 1975 in Southwood 1987). Dadurch geprägte Lebensräume wie Hochmoore sind dann solche, deren Besiedler in stärkerem Maß als andere aus Spezialisten zusammengesetzt sein sollten. Auch diese Lebensräume, die heute häufig in scharfem Kontrast zur Umgebung in der Landschaft liegen, waren jedoch ursprünglich vielfach viel stärker in eine Übergänge darstellende Umgebung eingebettet. Beispiele wären Niedermoor-Systeme der Täler, die stellenweise einen Moorverbund darstellten, der heute nur noch in Ansätzen zwischen den verbleibenden Moorresten erkennbar ist (Ringler, mdl. 2002).

Dem menschlichen **Bedürfnis nach Klassifizierung** (Gleason 1926) entsprechend werden Lebensräume in Typen gefasst, meist auf pflanzensoziologischer Basis. Diese „Pflanzengemeinschaften“ werden gemäß der „Community-Einheit-Theorie als natürliche Einheiten angesehen“, die „homogene, getrennte und erkennbare Einheiten“ formen“ (Austin 1985). Als Antithese wurde das **Kontinuum-Konzept** mit einer sich „entlang von Gradienten wandelnden Artenzusammensetzung“ entwickelt (Turcek 1966, Austin 1985).

Gleason (1926) zufolge gibt es weltweit keine vollständig identische Replikation der Umwelt- bzw. Standorts-Bedingungen oder Artenkombination, für kein Gebiet und keine Pflanzengesellschaft. **Die Kombination aller relevanten Umweltfaktoren an einem Ort ist also einmalig** (Goodall 1954). Auch Tischler (1948) gibt zu bedenken, dass es „kaum zwei gleiche Bestände gibt, die eine identische Artenzusammensetzung zeigen“, ebenso Rabeler (1960), der hierbei u.a. auch auf den „historischen Faktor“ hinweist. Selbst gezielt ausgewählte und abgegrenzte Flächen sind niemals in sich völlig homogen (Goodall 1954) oder gleich groß. Gleason (1926) zufolge ist „der essenzielle Punkt, dass präzise strukturelle Uniformität der Vegetation nicht existiert“, da „Uniformität nur eine Frage des Grades sei“ und „dass wir kein allgemeines Verständnis davon haben, wie viel Variation innerhalb einer Assoziation zulässig sei.“ So ergibt sich, dass selbst für einen so extremen Lebensraum wie das Hochmoor weder eine klar von der Umgebung abgegrenzte Fauna, noch eine Wiederholbarkeit der Artenzusammensetzung zwischen den Mooren festzustellen war, sondern „eine unterschiedliche faunistische Zusammensetzung in jedem verschiedenen Moor“ (Runtz & Peck 1994).

Die **ökologische Nische** der Art ist aus einer „Vielzahl der Faktoren der Umgebung multidimensional, d.h. aus einer Vielzahl von Wechselbeziehungen aufgebaut“ (Müller 1991). Die Analyse einzelner Faktoren sieht sich immer diesem Problem gegenüber, da die einzelnen Faktoren nicht losgelöst voneinander wirksam werden. Dem „Potenzmosaik des Organismus“ steht dabei ein „Valenzmosaik der Umwelt gegenüber“ (Müller 1991), d.h. die Beziehung ist artindividuell. Die Minimalanforderungen der Art bilden ihre „**fundamentale Nische**“ (Müller 1991), es sind jene Grenzen, die unter keinen Umständen überschritten werden. Valenz und Präferenz sind dabei zu unterscheiden, wobei weder Laborversuch noch Auswertung von Geländeerhebungen eindeutig das eine oder das andere indizieren müssen. Grenzen der Valenz können beispielsweise physiologischer Natur sein (Kühnelt 1954). Ferner kann z.B. auch die in den Lebensräumen unterschiedliche Empfindlichkeit für den Befall mit Parasiten (Sugiura et al. 2010) eine Rolle bei der artindividuellen Ausbildung der Nische bilden.

Ein einzelner Faktor, wie beispielsweise das Fehlen einer bevorzugten oder benötigten Nahrungskomponente wie z.B. Grassamen als obligater Nahrungskomponente eines der Entwicklungsstadien der Art (Honek et al. 2003), oder artindividuell besondere Empfindlichkeit gegenüber Infektion mit parasitischen Laboulbeniales in bestimmten Habitaten und Mikrohabitaten (Sugiura et al. 2010, vgl. zum Vorkommen für Südbayern Poelt 1952), oder ein kritischer Umweltparameter wie bestimmte Temperaturverhältnisse in einem kritischen Stadium (Giers-Tiedke et al. 1998) kann ausreichen, um über das Vorhandensein oder Fehlen einer Art oder deren Abundanz an einem bestimmten Ort zu entscheiden. Die „einzelne Art“ ist auch die „Reaktionseinheit gegenüber veränderten Umweltbedingungen“ (Maurer 1974). Der Faktor Konkurrenz bei der Nischenbildung (Müller 1983, Niemelä 1993b, Huk 1999) ist hingegen umstritten, und die Einschätzung von Elton (1946), dieser sei „eines der zentralen ungelösten Probleme der Gemeinschaftsstruktur von Tieren und der Populationsdynamik“, wohl immer noch gültig.

Gleason (1926) hat die Voraussetzung des Vorkommens einer Art darauf reduziert, dass Arten zu einer Lokalität

- hingelangen können (v.a. abhängig von Umgebung)
- und dort ihre artspezifischen Lebensbedingungen erfüllt sind.

Es liegt auf der Hand, dass nach diesen beiden Anforderungen ein Gebiet, das ja für sich in Bezug auf seine Umgebung, Standortfaktoren-Kombinationen, Waldgeschichte, Nutzungsgeschichte, aktuelle Form der Nutzung, Lage im Raum (Kontinentalität usw.) ein Unikat darstellt, theoretisch alle Arten beherbergen kann, für die artindividuell aufgrund der Habitatanforderungen und der Ausbreitungsfähigkeit beide Bedingungen vorgenannter Tierspezies realisiert sind.

Die **Einmaligkeit der Nische jeder Art** kommt in den artindividuell unterschiedlichen χ^2 -Testwerten der Testserien für die Habitattypen, Habitat-Konvolute, und bestimmte Standortseigenschaften deutlich zum Ausdruck. Das **individualistische Konzept** der Gemeinschaften (Gleason 1926) ist daher mit den Ergebnissen in hohem Maße in Übereinstimmung. Lediglich das artindividuelle Anspruchsprofil an einem Ort, sowie die Möglichkeit des Hingelagens, müssen erfüllt sein (Gleason 1926, Kühnelt 1944), damit eine Art vorkommen kann. Die Natur besteht für die meisten Arten daher aus vielfachen Übergängen in einem „durch die Brille der einzelnen Art“ zu sehenden Landschaftsmosaik.

Die Artausstattung einer Region oder eines Gebietes ist das Produkt ihrer „ökologischen Heterogenität“ auf der einen und der Anpassungen der Arten an die vorherrschenden ökologischen Bedingungen sowie ihre Ausbreitungsfähigkeit auf der anderen Seite (Ricklefs 2008).

Faktoren wie das Vorhandensein einer Vielfalt von Lebensraum-Faktor-Kombination, breiter Übergänge und von Komplex- und Mosaiksituationen, sowie der sehr erhebliche Einfluss der Umgebung bedingen, dass in der Realität selbst zwei nach allen im Gelände erheblichen Maßstäben identisch gestaltete Waldbestände in nahe gelegenen Gebieten in einem erheblichen Teil ihrer Artausstattung abweichen werden. Hinzu kommen über Gebiet und Region hinaus noch klimatische Unterschiede und historische sowie ausbreitungsbedingte Arealgrenzen, die Unterschiede in der Artausstattung der „Artenpools“ bedingen.

Auch die **Ausbreitungsfähigkeit**, also die Fähigkeit, zu einem geeigneten Habitat zu gelangen, ist artindividuell unterschiedlich ausgeprägt, und hängt u.a. von der Fähigkeit ab, auch suboptimale Habitate zu durchwandern bzw. -fliegen. Vor allem aber hängt sie auch vom nächsten etablierten Vorkommen ab, und somit vom realisierten **Artenpool der „Umgebung“** der betrachteten Probestfläche. Die Größe dieser **„wirksamen Umgebung“** hängt vom Aktionsradius der Arten ab, ähnlich der Winkelzählprobe, wo die Dicke und Entfernung des Baumes bestimmt, ob er noch im Aufnahmekollektiv liegt oder nicht. Es ist allenfalls in Ausnahmefällen und sehr einfachen Habitatmosaiken ansatzweise leistbar, für jede Probestfläche ihren Artenpool anhand der in ihrem „Einzugsgebiet“ vorkommenden Arten zu benennen oder gar zu quantifizieren. Dieser Faktor muss daher vielfach eine unbekannte bzw. nicht parametrisierbare Größe bleiben.

Die gängigen, vegetationskundlich anhand von Charakterarten und charakteristischen Artenverbindungen definierten Assoziationen oder Lebensraumtypen weisen zusammenfassend eine so große Zahl möglicher Ausprägungen und Faktorenkombinationen der Lebensräume und Standorte auf, dass viele der Arten mit einem Bezug zu diesem Lebensraum nur in einem Teil davon vorkommen können, was die Erwartbarkeit des Auftretens einer Art einschränkt. Hinzu kommt die große Bedeutung der Umgebung und der Bestandsgeschichte (auch jener der Umgebung), u.a. für die Vorkommens-Bedingung im Sinne Gleasons (1926) des „Hingelangen-Könnens“, sowie Lebensraum-Komplexbildungen. Diese Zusammenhänge stehen der Existenz von „Gemeinschaften“ als reproduzierbaren Einheiten entgegen, ebenso wie dabei eine Rolle spielende stochastische Effekte (z.B. Rushton et al. 1996). Hinzu kommt das Auftreten einer größeren Zahl relativ wenig treuer Arten (die also in mehreren Lebensräumen auftreten können). Gerade die regelmäßig auftretenden (stetigen) Arten von Lebensraumtypen zeigen oft eine fehlende Ausschließlichkeit (Treue) für den Lebensraum. Da sowohl hohe Stetigkeit und Treue als auch die Struktur der Lebensräume und das individuelle Anspruchsprofil der Arten einer

solchen entgegenstehen, ist eine Klassifizierung der Lebensräume und der ihnen zuzuordnenden Arten immer eine Frage einer letztlich willkürlichen Grenzziehung und nicht etwas Natürliches (Elton 1946).

Wenn eine definierte Habitat-Einheit wie z.B. ein Labkraut-Eichen-Hainbuchen-Wald (LRT 9710) aus so unterschiedlichen Ausgangssituation bestehen kann, wie

- unterschiedlicher Bodenart, wie strengem Ton (Pelosol), oder mehr oder weniger stark wechselfeuchtem oder wechsell trockenem Mehrschichtboden unterschiedlicher Auflagemächtigkeit über Ton, oder aber basenreicher Lehm, hier als „sekundärem“ Standort, oder Löss
- unterschiedlicher Nährstoffausstattung
- unterschiedlicher Hydrologie und unterschiedlichem Ausmaß einer Entwässerung,
- Bestockungen aus früherer Mittelwald-, Schälwald-, Hochwald-, Hutewald-, aktiver Mittelwald-Nutzung, letzteres in der Saum-, Gebüsch oder Waldphase
- früherer Nutzung als Offenland, also unterbrochener Waldtradition
- einem unterschiedlichen Maß an Bodenverdichtung durch Befahrung
- einem unterschiedlichem Maß an Beteiligung von Mischbaumarten
- unterschiedlicher Größe angrenzender Waldtypen und an den Wald angrenzender Nutzungen

und dem Arten gegenüberstehen, die in unterschiedlicher Art und Weise eine Beziehung zum Habitat(komplex) haben:

- die eine Art benötigt stark wechselfeuchte Bedingungen und sehr viel Licht
- eine andere v.a. Ton als Bodenart, während die Bestockung zweitrangig ist
- eine dritte bevorzugt Feinlehm, während Wechselfeuchtigkeit indifferent ist
- eine weitere präferiert v.a. lichte Wälder
- und noch eine weitere v.a. Eichenwälder mit ausgeprägter „Eichen-Fraßgesellschaft“
- eine weitere indifferent alle Laubwälder mit einer gewissen Jahres-Mindest-Durchschnitts-Temperatur
- und eine weitere lichte, eher trockene, aber basenreiche Wälder mit Waldinnensaum-Strukturen,

dann ist plausibel, dass sich für die verschiedenen Arten, die einen Bezug zu diesem Lebensraumtyp haben, artindividuell entscheidet, ob sie in dem konkreten Gebiet vorkommen können. Dies zeigt sich auch im gewählten Beispiel der Eichen-Hainbuchenwälder (vgl. Kap. 3.4. und Anlage 4) in dieser Form.

Die Arten kommen theoretisch nur dann alle gemeinsam in dem Gebiet vor, wenn ihre arteigenen Ansprüche jeweils erfüllt sind, UND sie die Gelegenheit hatten, zu irgend einem Punkt in der Vergangenheit das Gebiet als Lebensraum zu besiedeln, d.h. aus einem angrenzenden Gebiet dorthin zu gelangen, und dort eine Population seither aufrechtzuerhalten, oder regelmäßig neu/wieder einzuwandern. Dies hängt wiederum von der artindividuellen Ausbreitungsfähigkeit ab, die u.a. in Flugfähigkeit, Laufgeschwindigkeit, Aktivitätszeit im Jahr und artindividuellen Ausbreitungswegen und -hindernissen, die nicht überschritten werden (Barrieren) ihren Ausdruck finden.

Auf einer konkreten Probefläche werden alle relevanten Arten hingegen schwerlich zusammen auftreten, denn manche der Ansprüche sind widerstreitend. So kann nicht gleichzeitig Pelosol und Feinlehm-Standort gegeben sein, oder trockener und wechsellasser Standort usw. Bestenfalls können alle diese in Beziehung zum Lebensraum stehenden Arten in einem Gebiet gemeinsam vorkommen, wenn dieses Gebiet alle entsprechenden Ausprägungen des Lebensraumes (trockene - feuchte, tonige - schluffige, sehr lichte - geschlossene, krautreiche - vergraste, usw.) aufweist. Das Auftreten aller Arten mit Habitatbezug wäre insofern Ausdruck eines sehr vielgestaltigen Gebietes und ein möglicher Bewertungsansatz (s.u.), wenn es darum geht, diesen Aspekt (Vielfalt an Ausprägungen des Lebensraumes, Artenvielfalt) zu bewerten, z.B. im Rahmen des Managements von Gebieten.

Nur theoretisch wäre es wohl denkbar und könnte als Forderung erhoben werden, alle diese **Variationen des Lebensraumes als eigene Phasen, Fazies oder „Lokalrassen“ usw. zu beschreiben**, und eben für jede getrennt soziologische Betrachtungen anzustellen (s.o.). Dies stößt spätestens dann an Grenzen, wenn die mögliche Zahl der Faktorenkombinationen, die auftreten, alle erfasst und bewertet werden sollen. Allein die Multiplikation der Tiers der am Beispiel der Eichen-Hainbuchenwälder gemachten Aufzählung zu den Merkmalskombinationen auf Bodenart, Hydrologie, Bestockung und Betriebsart ergäbe eine zu große, nicht praxistaugliche Zahl von Einheiten. Auch müssten solche Flächen groß genug sein, dass sich so abgegrenzte Untereinheiten nicht wieder räumlich beeinflussen. Dies wäre vielfach nicht gegeben, da die anzunehmenden besiedelten Flächen von Mindest-Populationsgrößen der Arten (MVP, vgl. Grüm 1994a) größer als die in dieser Form auszukartierenden Einheiten sind.

Die Ergebnisse sprechen ferner dafür, dass bei manchen Fragestellungen das Vorhandensein von **Komplexbiotopen** relevant ist. Alle charakteristischen Arten der Hochlagen-Fichtenwälder wird man nur dann erwarten können, wenn diese blockreiche Bereiche ebenso wie vermoorte enthalten, und Lichtungen ebenso wie schattigere, kühlfeuchte Bereiche. Eine Art, die den Hochlagen-Fichten-Blockwald besiedelt, und hier einen dauerhaft mit genutzten, ja möglicherweise sogar in Bezug auf die minimal lebensfähige Populationsgröße essenziellen Teil ihres Lebensraumes hat, käme hier möglicherweise nicht vor, wenn nicht in diesen eingebettet eine offene Blockhalde vorkäme. Betrachtet man nur den Fichten-Blockwald und konstatiert das Vorkommen der Art, so übersieht man, dass die Art hier ohne die nahe gelegene Blockhalde mit deutlich geringerer Wahrscheinlichkeit vorkäme, da sie ohne dieses klimatische Refugialhabitat mit höherer Wahrscheinlichkeit in vergangenen Wärme-Phasen des Holozäns ausgestorben wäre. Jene ist möglicherweise das „Kernhabitat“, und diese ein „mit genutztes“ Habitat. Bei ausreichender Repräsentation in den χ^2 -Testserien kann erwartet werden, dass sich aus den χ^2 -Testwerten beider Lebensräume ablesen lässt, zu welchem eine stärkere Affinität besteht, in diesem Fall die offene Blockhalde. Gleichwohl ist die Art auch und gerade eine charakteristische Art des Fichten-Blockwaldes, denn ihr Vorkommen charakterisiert den Lebensraum und kann sogar als „wertgebend“ bezeichnet werden. Es lässt sich also selbst bei komplexen Biotopen mit diesem angewandten Verfahren (χ^2 -Test) die Beziehung der Art zu den (Teil-)Habitaten beleuchten.

In der Konsequenz ergibt sich zusammenfassend, dass Faunen „identisch“ typisierter Lebensraum-Ausschnitte nicht identisch und nicht vollständig vorhersagbar sind (z.B. Brunner et al. 2013 selbst für so klar umrissene, deutlich von der Umgebung abgegrenzte Lebensräume wie Blockhalden). Sie sind es zumindest nicht anhand ihrer Habitat-Typisierung, ohne die exakte Beschaffenheit aller vorgenannten Rahmenumstände ins Kalkül zu nehmen (was, wie dargelegt, in der Regel nicht ansatzweise leistbar ist).

Oft „erlaubt erst eine Kombination aus Bestandes- und Landschafts-Ebenen-Variablen, die Beziehungen der Arten zu Habitaten zu verstehen und zu modellieren“, was v.a. auch für Laufkäfer gilt (Brockhoff et al. 2008). Die „umgebende Landschaft“ (d.h. die Umgebung bzw. die Region) kann für das Vorkommen oder Fehlen einer Art entscheidender sein als der Habitattyp selbst“ (Brockhoff et al. 2008).

Ricklefs (2008) sieht daher in der „Community“-Theorie zu wenig konkreten **Raumbezug**, und bezeichnet als richtige Bezugsebene der Betrachtung der Beziehungen von Arten die **Region**, und nicht die lokale Ebene, auf der er lediglich ein Zusammentreffen von Arten ohne größere Bedeutung sieht. Ihm zufolge sind „Populationen der Arten die Haupteinheiten der Community Ecology, und die Region der angemessene Maßstab.“ Nur unter diesen Voraussetzungen überhaupt ist ihm zufolge eine Beschäftigung mit Gemeinschaften sinnvoll und besteht Aussicht darauf, die ökologischen Prozesse besser zu verstehen. Nach Ricklefs (2008) „haben wir bisher die falschen Fragen im falschen Maßstab gefragt“, nämlich die Frage nach dem gemeinsamen Vorkommen von Arten auf lokaler Ebene bzw. an einem

Punkt, obwohl das lokale Auftreten möglicherweise als „Beiprodukt der größer-maßstäbigen Prozesse“ zu verstehen ist.

Der **Einfluss der Region bzw. des Gebietes und seiner Umgebung** bedeutet aber, dass selbst in Gebieten mit gleicher potenzieller Artausstattung (d.h., dass keine Arten aufgrund von Arealgrenzen in einem der Gebiete auftreten und im anderen fehlen) unterschiedliche Arten in ansonsten identisch gestalteten Habitaten auftreten können. Ein 10 ha großer Eichen-Hainbuchenwald, der von Weinbergen umgeben ist, hätte dann eine zumindest in Teilen andere Fauna als exakt derselbe Eichen-Hainbuchenwald in einer Fichten-Kiefern-Forst-Umgebung.

Die Bedeutung der Umgebung zum Beispiel in Buchenwäldern wird beispielsweise in den von Winter (2005) untersuchten Buchenwäldern Mecklenburg-Vorpommerns deutlich, indem in dieser standörtlich vielfältigen, mit Mooren und anderen Feuchthabitaten durchsetzten Moränenlandschaft regelmäßig auch Feuchtgebietsarten wie *Oxypselaphus obscurus* in den Buchenwäldern auftreten, die in diesem Lebensraum sonst vollständig fehlen. Selbst wenn diese zumindest teilweise zu Recht als „Irrgäste“ aufgefasst werden können, trifft dies für hygrophile Arten, die auch feuchte Waldstellen besiedeln, wie *Pterostichus nigrita* oder *Badister lacertosus*, nicht ohne weiteres zu. Spätestens für Offenland-Arten, die Lichtungen oder Schlagflächen besiedeln (z.B. Sustek 1981, Huber & Baumgarten 2005), wäre eine Einstufung als „Irrgast“ ganz unzutreffend. Maier (1997) hat am Beispiel des Besiedlungsprozesses neu eingesäten Grünlandes durch Laufkäfer einen deutlichen Einfluss des umgebenden Artenpotenzials festgestellt, und kommt zu dem Ergebnis, dass die beobachtete Entwicklung der Artenzusammensetzung „von autochthonen und allochthonen Vorgängen geprägt“ und dabei maßgeblich auch von der Ausstattung umliegender Habitate beeinflusst ist.

Der Ansatz, stets auch die Umgebung eines Gebietes als Merkmal mit zu erfassen und so die Artausstattung der Region bzw. des Gebietes einschließlich der Umgebung in die Auswertungen einzubeziehen, ist jedoch zumindest in pauschaler, genereller Form nicht praktikabel, da Lage-, Faktor- und Art-individuell unterschiedlich große Bereiche einbezogen werden müssten, in einem unbekanntem Umfang. Wenn beispielsweise ein isoliertes Moor über einen Fichtenforst mit begradigtem Bach-/Grabenlauf mit einem anderen, mehrere hundert Meter Luftlinie entfernten Moor am Oberlauf dieses Baches lose verbunden ist, oder ein Blockbereich über eine mehrere hundert Meter lange, Kaltluft-führende Block- und Lawinenrinne mit höheren Lagen, und ein lichter Eichen-Mittelwald in der Saumphase über mehr als einen Kilometer Luftlinie mit der nächsten vergleichbaren Struktur (verknüpft für Eichen benötigende Arten über Einzelbäume an Waldrändern, verknüpft für Arten lichter Gehölzbiotope durch Waldränder und Feldgehölze, usw.), dann ergeben sich Art-Habitat-Raumbeziehungen, die mit vertretbarem Aufwand nicht erfass- und beschreibbar sind. Dies gilt spätestens dann, wenn das Funktionieren des Austausches sporadisch oder z.B. von Extremereignissen (wie Lawinenabgängen, Sommerhochwässern mit Verdriftung) oder Extremjahren in Bezug auf die Witterung („Kältesommer“ usw.) abhängig ist.

B - Die Beschreibung der Beziehungen der Lebensräume und Arten

Lang (1975) beschreibt als Ziel der (in der Pflanzensoziologie lange Zeit als Hauptmethode üblichen) **Tabellenmethode**, „Artenbündelungen“, also Muster gemeinsamen Vorkommens in ähnlichen Lebensräumen zu erkennen. Der von Lang (1975) gewählte Begriff „Käferverein“ suggeriert das „organisierte Auftreten“ der Arten, beschreibt aber eigentlich nur die Zufallsgemeinschaften im Sinne von „Assemblages“ (s.u.). Auch Lang (1975) gibt zu bedenken, dass sein „Versuch, einen verhältnismäßig kleinen [...] Ausschnitt des Hochgebirges nach den in diesem Gebiete vorgefundenen Käfern zönotisch zu gliedern“, zwar unter Einbeziehung „von Vikarianzen (bzw. Konkordanzen), sowie nach Abundanz,

Dominanz und Konstanz“ unterscheidbare Lebensgemeinschaften ergebe (nach seiner Interpretation), diese „jedoch häufig durch vermittelnde Arten miteinander in Beziehung“ stünden. Er kommt ferner zu dem Schluss, „dass sich Zoo- und Phytozönosen nicht decken müssen.“

Die beschriebene **Einmaligkeit der Kombination aller relevanten Umweltfaktoren an einem Ort** (Goodall 1954) schränkt die Möglichkeit wie auch die Sinnhaftigkeit von Klassifizierung im Ergebnis deutlich ein. Das gilt bereits auf der Ebene der Pflanzen, also der Pflanzensoziologie, denn tatsächlich „in einer Lokalität angetroffene Gemeinschaften (Phytozönosen) sind aus diesem Grund fast immer ‚unperfekte Spiegelbilder‘ der Idealtypen. Entweder fehlen manche Arten, die nach dem System vorkommen sollten, oder andere kommen vor, die nach dem System fehlen sollten, oder beides“, was hauptsächlich daran liegt, dass „die Gemeinschaftstypen Abstraktionen von Sätzen konkreter Gemeinschaften [im Sinne von „Assemblages“ zu verstehen, d. Verf.] sind“ (Looijen & van Andel 1999, Looijen & van Andel 2002).

Versuche einer **zoologischen Soziologie** vergleichbar der phytosoziologischen (Amiet 1967, Lang 1975) basieren letztlich auf dem Ansatz, eine „Gesellschaft“ bzw. „Gemeinschaft“ anhand des Vorkommens einiger weniger namensgebender Arten zu definieren und zu benennen, deren Vorkommen (im engen Kontext des Gebietes und der dort getätigten Aufnahmen) auf diesen Habitattyp beschränkt ist (Amiet 1967) und mithin den Charakterarten (Lang 1975) bzw. auch „Arten, die durch Konstanz, Abundanz oder Dominanz besonders hervortreten.“ Amiet (1967) unterscheidet „Präferenten“, die in einem Habitattyp in einer gewissen aber nicht genau festgelegten Mindest-Stetigkeit (> 50% und z.T. auch >80% in den verschiedenen Tabellen) auftreten, und „Charakterarten“, die ihn ausschließlich nutzen. Als charakteristisch sieht Amiet (1967) neben dem exklusiven Vorkommen der namensgebenden Arten auch das nur in der abgegrenzten Assoziation gemeinsame Auftreten mancher Arten, im Sinne einer „charakteristischen Artenverbindung.“ Dieser Ansatz hat bzw. hätte dann aber allenfalls einen Erklärungswert, wenn das gemeinsame Auftreten der Arten prägende, das Habitat in alle Richtungen abgrenzende, d.h. exklusive Kombinationen von Habitateigenschaften beschreibt und reproduzierbar wäre.

Die zahlreichen Versuche - meist anhand räumlich und thematisch eng begrenzter Datenbestände - eine **zöologische Klassifizierung von Laufkäfern** (allgemein, oder in konkreten Gebieten) zu erstellen (z.B. Roß-Nickoll 2000), ergaben indes selbst unter diesen eher günstigen Voraussetzungen praktisch immer folgende Phänomene:

- viele Arten zeigen Präferenzen (durch erhöhte Aktivitätsabundanzen oder stetigeres Auftreten in einer bestimmten Einheit (z.B. Habitattyp), aber keine strenge Bindung daran, d.h. treten auch außerhalb des Vorzugsbereichs auf (wenn auch z.T. in geringeren Abundanzen)
- manche Arten treten zu selten auf, um sie klar zuzuordnen, oder sie werden (gemessen an dem Kenntnisstand zu ihren Habitatvalenzen und -präferenzen) sogar falsch zugeordnet
- manche Arten treten in einem Teil der Einheiten, für den sie zu erwarten wären, nicht auf, wobei unklar ist, was die Ursache(n) dafür sind; praktisch nie sind alle „Erwartungsarten“ bzw. alle charakteristischen Arten in einer Aufnahme vorhanden, und dies auch bei Verwendung großer Fallenzahlen; „trotz des Fehlens deutlicher ökologischer Unterschiede sind Wiederholungsaufnahmen [d.h. Wiederholungen an anderer Stelle; Anm. des Verf.] praktisch nie zu 100% identisch“ (Equihua 1990).

Auch Verfechter klassischer Zoozönologie wie Rabeler (1960) räumen daher ein, dass „Biozönosen oft eine erhebliche Variationsbreite haben, die durch die individuellen Abweichungen zwischen den Einzelbeständen des gleichen Standortstyps, durch die verschiedene Schwankungsbreite und Reichweite der einzelnen Umweltfaktoren und durch

die verschiedene Reaktionsweise der Organismenarten“ entstehe und „dazu führt, dass zwischen den Biozönosen Durchdringungen und Übergänge bestehen.“

Darstellungen, die eine „klare Trennung“ der Artbestände (sei es mit Ordinations- oder mit Klassifizierungsverfahren) ergaben, basieren oftmals auf der Verwendung von Einzelfallen wie unabhängige Stichproben und stellen unzulässige **Pseudoreplikationen** (Hurlbert 1984) dar. Selbst dann, wenn die Fallen oder Probestellen mutmaßlich weit genug entfernt installiert werden, um unabhängig zu sein (mindestens 25 m, Digweed 1995), manifestiert sich doch stets die größere Ähnlichkeit der Probeflächen eines Gebietes als „**Gebietseffekt**“.

Das überragende Merkmal praktisch aller die Lebensräume prägenden Faktoren ist deren kontinuierliche Verteilung (**Kontinuum-Konzept**). Da jede Art ein eigenes Anspruchsprofil an die Kombination möglicher Ausprägungen der Umweltfaktoren hat, sollte die Art im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen (**individualistisches Konzept**).

Austin (1985) hat darauf hingewiesen, dass Kontinuum-Konzepte (KK) und individualistisches Konzept (IK) zwar Gemeinsamkeiten haben, aber nicht gleichbedeutend sind. Bisher wurden für beide Konzepte keine „formellen oder experimentellen Tests versucht“, und ihre weit gehende Akzeptanz scheint v.a. auf den „Indizienbeweisen zu basieren, die von Ordinationsmethoden geleistet werden“ (Austin 1985).

Auch die Ergebnisse vorliegender Arbeit unterstützen - freilich ebenfalls in diesem Sinne - sowohl das KK als auch das IK:

- Dem KK zufolge liegen in der Natur praktisch für alle relevanten Gradienten stets Übergänge vor, so dass auch die Verbreitung der Arten nicht diskontinuierlich, sondern kontinuierlich verläuft. Dieses Konzept wird durch die DCA-Ergebnisse unterstützt, die für alle Habitate und Habitatgruppen zwar deutliche Gruppierungen im Ordinationsraum erkennen lassen, aber stets an den Nahtstellen der Habitate gewisse Berührungen oder Durchdringungen der Punktwolken aufweisen.
- Dem IK zufolge hat jede Art unterschiedliche Ansprüche und somit eine einzigartige ökologische Nische. Die χ^2 -Testwerte und Affinitäten der Arten, die mit den Habitatgruppen in Verbindung stehen, zeigen, dass keine zwei Arten dieselbe Form der Affinität zu oder Bindung an das konkrete Habitat oder die Habitatgruppe haben.

Beide Konzepte hängen kausal miteinander zusammen: weil die Natur in Bezug auf alle Faktoren generell und auch in ihrer vor Ort realisierten Ausprägung meist aus Übergängen besteht, und die Arten artindividuell auf die Faktorenkombinationen reagieren, zusätzlich modifiziert durch den Effekt der Umgebung bzw. der Besiedelbarkeit in Raum und Zeit für die konkrete Art, sowie durch den dabei auch eine Rolle spielenden Zufall (z.B. Topp 1988), entstehen in der Ordination kontinuierliche Verteilungen der Probestellen und Verbreitungsbilder der Arten im ökologischen Raum (z.B. dem DCA-Biplot), die sich praktisch nie zwischen zwei Arten gleichen.

Goodall (1954) hat den fundamentalen Unterschied der **Ordination** gegenüber klassifizierenden Verfahren beschrieben (vgl. auch Bray & Curtis 1957). Er plädiert bereits vor dem Aufkommen entsprechender computergestützter Ordinationsverfahren für die **Überlegenheit von Ordinations- gegenüber Klassifikations-Ansätzen**, da diese die Natur präziser abbilden und folgert, dass selbst dort, wo in der Natur getrennte Klassen vorzuliegen scheinen, Ordination doch nie der Klassifikation unterlegen sein kann. Klassifikation bietet - Goodall (1954) zufolge - den „einzigen Vorteil der Bequemlichkeit“ durch Vereinfachung, bietet dabei aber auch die erhebliche Gefahr der vereinfachten Wahrnehmung der Zusammenhänge und Beziehungen. Goodall (1954) folgend sollte die Ordination am Anfang der Analyse stehen, bevor klassifizierende Verfahren zum Einsatz kommen, und jene nur dann, wenn die Ordination ergibt, dass nicht ein ökologisches

Kontinuum besteht, sondern getrennte Räume. In den Ergebnissen vorliegender Arbeit sind die Ordinationsräume der Habitate und Habitatgruppen in keinem Fall völlig getrennt.

Ordinations-Ansätze auf Basis sehr breiter Datensätze aus Wäldern zeigen auch in der Pflanzensoziologie „ein perfektes Gradientensystem der Waldaufnahmen“ (Wildi et al. 1995). Erweist sich die Struktur der Daten als ein solches, „so sind Gruppengrenzen bei der Klassifizierung entweder willkürlich zu ziehen oder es müssen weitere, nicht floristische Kriterien beigezogen werden“ (Wildi et al. 1995). Für die Waldaufnahmen aus der Schweiz, die Wildi et al. (1995) ausgewertet haben, ergibt sich ein „überraschend kontinuierliches Gradientensystem, das nicht einmal andeutungsweise echte Grenzen erkennen lässt“, was für alle Projektionsebenen gelte. Eine darauf basierende Klassifikation ist möglich, aber in der Abgrenzung „labil“; eine Übereinstimmung der ordinierten Aufnahmen mit dem tradierten Klassifikationssystem ergibt sich nicht (Wildi et al. 1995). Die bei Wildi et al. (1995) dargestellte Ordination basiert auf einer sehr ähnlichen Zahl von Aufnahmen wie vorliegende Arbeit. Sie ergibt ein der hier vorgelegten DCA auf Basis der Laufkäfer in Bayerischen naturnahen Lebensräumen im Gesamtbild sehr ähnliches Bild einer harmonischen, d.h. geschlossenen und symmetrischen Punktwolke ohne Diskontinuitäten.

Die Trennung der Fauna der Lebensräume bleibt schon deswegen in der Regel arbiträr, weil es die hierfür festzulegenden Schwellenwerte, mit der eine Art für einen Lebensraum treu sein muss (z.B. Lennartz 2003), ebenfalls sind.

Der englische Begriff „Assemblage“, dem in der deutschen Sprache wohl ein Äquivalent fehlt und meist wie „community“ mit „Gemeinschaft“ über- und gleichgesetzt wird, bedeutet im Prinzip nur die Vorkommens-, ja „Zufallsgemeinschaft“ aller an einer Erhebungsstelle gemeinsam angetroffenen Arten, und soll hier auch so verstanden werden (Southwood 1987). Zum Teil wird der Begriff auch anders verwendet (Austin 1985), um die „lokalen Gruppen“ zu beschreiben, d.h. Gemeinschaften oder auch Lokalfaunen (z.B. Penev 1996), bzw. von Pizzolotto & Brandmayr (2012) (die dies als „weithin akzeptierte Verwendung der Begriffe“ sehen) als wiederkehrende Gemeinschaft (und „community“ als „Gruppe taxonomisch verwandter Arten“). Sowohl der Begriff der Gemeinschaft („community“) als auch der der „Assemblage“ wird also sowohl für die Artenliste einer Aufnahme („token“ bei Looijen & van Andel 2002) als auch wiederkehrende Artenzusammensetzungen („type“, ebenda) verwendet. Die Verwendung beider Begriffe ist mithin hochgradig mehrdeutig (so auch Pizzolotto & Brandmayr 2012), was erkenntnistheoretisch kritisch zu sehen ist (vgl. Jax et al. 1992, Jax 2006).

Der Begriff „Assemblage“ leitet sich vom englischen „to assemble“, also „zusammensetzen“, aber auch „zusammenkommen“ ab. Der deutsche Begriff „Zusammenkunft“ (Passarge 1928: „Tischgenossen“) würde den damit beschriebenen Sachverhalt wesentlich treffender beschreiben als „Gemeinschaft“, dem implizit innewohnt, dass die Arten interagieren. Er wird sich aber wohl kaum einführen lassen. Der Begriff „Artenliste“ oder „Artenausstattung“ (einer Probestelle oder eines Gebietes) enthält keine versteckten Annahmen und sollte daher den Vorrang erhalten.

In vielen Studien zu Taxozönosen wird der Begriff der Gemeinschaft nicht als etwas zu Untersuchendes oder Beweisendes verstanden, sondern als „eine synökologische Einheit a priori“ als gegeben angenommen (Pizzolotto & Brandmayr 2012).

Vom Begriff der „Community“ bzw. (Arten)gemeinschaft ist jedoch zu verlangen, dass die Arten regelmäßig gemeinsam auftreten (Looijen & van Andel 2002). Zu einer Artengemeinschaft im eigentlichen Sinne werden Arten also nur dadurch, dass sie als erkennbares Muster gemeinsam angetroffen werden, und nicht bereits durch das (einmalige) gemeinsame Vorkommen auf einer Untersuchungsfläche. Bis zu diesem Punkt besteht in der Community Ecology wahrscheinlich noch weitgehend Einigkeit, auch wenn über den Punkt der Interaktionen zwischen den Arten (im Falle der Laufkäfer kommt v.a. Konkurrenz in

Frage) Uneinigkeit besteht. Wenn im Folgenden von „Gemeinschaft“ die Rede ist, so ist damit diese Auslegung und nicht die „Zufallsbekanntschaft“ des gemeinsamen Auftretens gemeint.

Looijen & van Anandel (1999) haben vorgeschlagen, Gemeinschaften als Schnittmengen vorkommender Teilpopulationen bzw. Individuen zu verstehen, und bezeichnen dies als „Gemeinschaft aus Individuen“ („Community of Individuals“, CI), was als Reaktion auf die Tatsache zu deuten ist, dass Populationen von Arten an einem Ort sich stets überlappen und sich keine überlappungsfreien Gemeinschaften abgrenzen lassen. Ziel ist ein „verbessertes Verständnis der Muster des gemeinsamen Vorkommens von Arten“ (Looijen & van Anandel 2002). Der Ansatz birgt eine Ähnlichkeit mit dem Ansatz „charakteristischer Artenverbindungen“ (CAV), da er auf Kombinationen von Arten bzw. konkret das exklusiv gemeinsame Vorkommen einzelner Arten als Definitionsmerkmal der Gemeinschaften abstellt (vgl. z.B. für die Laufkäfer bei Amiet 1967 und Blake et al. 2003). Da er aber alle solchen Kombinationen getrennt betrachtet, führt der Ansatz vordergründig zu einer extremen Vermehrung der Gemeinschaften (Looijen & van Anandel 1999), was von Parker (2002) aufgrund der „absurd kleinen CI-Gemeinschaften“ und des „engen und ausschließenden Ansatzes“ kritisiert wird. Looijen & van Anandel (1999, 2002) zufolge hängt die Angemessenheit des CI-Ansatzes jedoch vom Ziel der Untersuchung ab (was wohl für jede Klassifizierung und in gewisser Hinsicht auch jedes Ordinationsverfahren gilt). Sie sehen in der gemeinsamen Überlappung zweier (oder mehr) Arten den einzigen Raum, wo diese beiden Arten eine Gemeinschaft bilden, und beschreiben, warum und inwiefern der Ansatz gescheitert ist und scheitern muss, darüber hinausgehende Artengemeinschaften anhand des Vorkommens von Charakterarten oder charakteristischer Artverbindungen zu definieren.

Parker (2001) antwortet auf Looijen & van Anandel (1999) mit einer „Gemeinschaft des fokalen Individuums“, das v.a. auf den inter- und intraspezifischen Interaktionen der Individuen aufbaut, schränkt damit aber die Gemeinschaft dahingehend ein, dass solche Interaktionen vorkommen müssen, was in Bezug auf eine Taxozönose wie die Laufkäfer nicht zutrifft, und aus verschiedenen Gründen von Looijen & van Anandel (2002) zurecht verworfen wird (sh. dort ausführlich).

Ehrendorfer (1954) hat das individualistische Verhältnis der Arten zueinander als „schematische Darstellung der konkreten Struktur von Lebensgemeinschaften“ abgebildet (Abb. 4.1. links), und zeigt eine Vielzahl von Kreisen unterschiedlichen Durchmessers, die sich jeweils mit anderen Kreisen überlappen, d.h. jeder Kreis mit anderen Kreisen, z.T. (teilweise) umschlossen von anderen Kreisen, usw. Dieses Prinzip entspricht auch der Darstellung von Loreau (1986) für die Nischen der Laufkäfer-Arten verschiedener Waldtypen (Abb. 4.1., rechts).

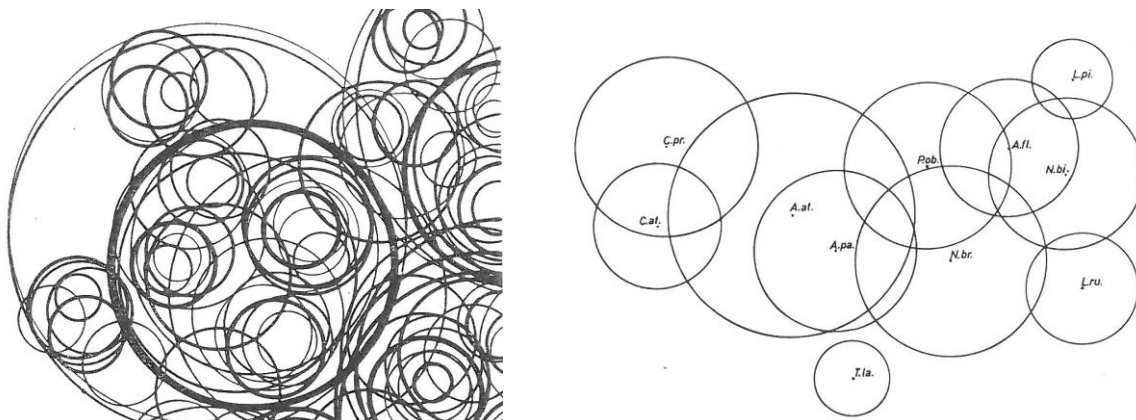


Abb. 4.1.: links: Schematische Darstellung der Struktur von Lebensgemeinschaften (aus Ehrendorfer 1954); rechts: Beispiel anhand der Laufkäfer, Nischenverhältnisse der Laufkäfer im Buchenwald (Loreau 1986); Die Überlappungen der Kreise spiegeln die Ähnlichkeit der Nischen in Bezug auf Ernährung und Jahresaktivität wider.

Betrachtet man die Ordinationsräume der einzelnen Arten vorliegender Arbeit im DCA-Biplot und umgibt sie jeweils mit einem konzentrischen Kreis um deren Mittelpunkt, so ergibt sich im Grundsatz exakt das von Ehrendorfer (1954) gezeichnete, schematisierte Bild. Die Strukturen sind massiv „geschichtet“ und „verschachtelt“ (Ehrendorfer 1954), ohne dabei einer Hierarchie zu unterliegen (Tischler 1948, Ehrendorfer 1954). Ehrendorfer (1954) stellt fest, dass „eine bestimmte, in den konkreten Gegebenheiten der Biosphäre vorgegebene hierarchische Systematik biozönotischer Grundeinheiten nicht existiert“, und „über diese konkrete Gegebenheit sich auch die ordnende Biozönotik nicht hinwegsetzen kann.“ „Systematisierung und Klassifizierung entsprechen in keiner Weise dem Wesen der Biosphäre. Die vordringliche Aufgabe der Biozönotik ist und bleibt die möglichst vielseitige synthetische Darstellung der Biozönosen und ihrer mannigfachen Wechselbeziehungen. Diese Aufgabe kann nur durch eine völlig objektive, nicht durch diagnostische Prinzipien und systematische Schemata vorgreifend beeinflusste Analyse konkreter Lebensgemeinschaften erreicht werden. Dem Wesen der Lebensgemeinschaften entspricht in keiner Weise Systematisierung, sondern nur eine möglichst vielseitige und plastische Darstellung.“

Die Ergebnisse zeigen, dass viele der Arten in einer Beziehung zu Kategorien von Lebensräumen (Lebensraumtypen, Habitattypen) stehen. Arten treten also nicht willkürlich verbreitet, sondern in konkreten Mustern auf, d.h. es kommen bestimmte Arten häufig in bestimmten Lebensräumen vor. Die Beziehungen der Arten zu den Lebensräumen sind jedoch artindividuell unterschiedlich, denn jede Art hat ein eigenes Anspruchs- und Toleranzprofil, das sie in der realen Landschaft in einem anderen Teil von Landschaftsausschnitten realisiert findet als jede andere Art (Gleason 1926).

Das Gesagte gilt innerhalb einer Taxozönose, aber auch zwischen verschiedenen systematischen Gruppen. Beispielsweise in der westkanadischen Waldlandschaft, mit einer weitgehend natürlichen Baumbesiedlung der verschiedenen Standorte (d.h. ohne Pflanzungen und die Baumartenmischung steuernde Durchforstung) zeigen sich für die meisten Laufkäfer-Arten allenfalls schwache Zusammenhänge mit den vorkommenden Baumarten. Lediglich einige besonders stenöke Nassarten und „Altwaldspezialisten“ unter den Laufkäfern zeigen eine stärkere Korrelation mit bestimmten Baumarten(kombinationen). Dies trifft beispielsweise auf *Platynus mannerheimii* zu, der in Baumartenkombinationen auftritt, die für späte Sukzessionsstadien typisch sind. Die Kausalität für diesen Zusammenhang besteht darin, dass jene Baumartenkombinationen Bestände kennzeichnen, die von den regelmäßigen Waldbränden aufgrund größerer Bodenfeuchte „übersprungen“ werden, und diese Laufkäfer-Art auf Altwald-Tradition und hinreichende Feuchte angewiesen ist (Bergeron et al. 2011).

Der Begriff „**Habitat**“ ist durch zwei völlig verschiedene Ansätze repräsentiert, und es ist oft nicht klar, welcher verwendet wird, oder beide gleichzeitig verwendet und vermischt. Im angelsächsischen Sprachgebrauch wird er nicht selten auch synonym mit „habitat type“ und somit für einen typisierten Lebensraum-Ausschnitt verwendet, bedeutet aber eigentlich „Lebensraum einer Art“. Durch die Übertragung dieses Art-bezogenen Ansatzes (Lebensraum einer Art) auf eine typisierte Form („habitat type“, Lebensraumtyp, Assoziation usw.) erfolgt eine Generalisierung. Setzt man beides gleich, birgt dies Annahmen und Vergrößerungen über die Raum- und Ressourcennutzung der einzelnen Arten, die nur in den seltensten Fällen zutreffen werden. Dies kann zu Fehlschlüssen führen, wenn nicht berücksichtigt wird, dass der Habitattyp nur ein Modell darstellt, hinter dem sich eine große Zahl verschiedener Habitatfaktor-Kombinationen verbergen. Tischler (1947) hat sich dafür ausgesprochen, „den Ausdruck Habitat immer nur auf eine bestimmte Spezies zu beziehen.“ Die Arten haben auf sehr verschiedenen Ebenen einen Bezug zu den Lebensräumen, fast jede Art hat eine andere Reihung ihrer maximalen χ^2 -Testwerte. Die Ergebnisse zeigen, dass es in der Koinzidenzforschung, also der Zuordnung der Käfer zu standörtlich-pflanzensoziologischen Lebensraumtypen eine einzige, am besten geeignete Bezugsebene nicht gibt, und dass die Lebensräume der Arten sich auch nicht allgemeingültig hierarchisch gliedern lassen.

Das Individualistische Konzept stellt letztlich auch in Frage, dass eine Art für mehr als sich selbst stehen kann. Die „charakteristische Art der Gemeinschaft“ existiert nicht. „Vergemeinschaftungen“ von Laufkäfern im Sinne eines kausalen Zusammenhanges der Vorkommen mehrerer Arten gibt es nicht. Es sind die Faktoren, die in einem Lebensraum realisiert sind, die die Zusammensetzung seiner „Assemblage“ bestimmen. Diese Artenausstattung ist keine Gemeinschaft in dem Sinne, dass sie in dieser Form an irgendeiner anderen Stelle repliziert wäre. Alle der auftretenden Arten charakterisieren, jede für sich, das Vorhandensein der von ihnen geforderten Ansprüche in Bezug auf das Habitat und die Lage im Raum zu anderen Habitaten, sowie in Bezug auf den Faktor Zeit.

Zusammenfassend sind die Probleme und kritischen Stimmen zur „Community Ecology“ vielfältig. Ricklefs (2008) spricht von dem „scheinbar unzerstörbaren Konzept der Gemeinschaft als einer lokalen, interagierenden Zusammensetzung [„assemblage“] von Arten“, die „Fortschritt im Verständnis des Artenreichtums auf lokalen und regionalen Ebenen behindert hat.“ Ricklefs (2008) sieht gar eine Notwendigkeit, die „ökologische Gemeinschaft auseinanderzunehmen.“ Austin & Smith (1989) sprechen von der „**community/continuum controversy**“ und zeigen damit den in den meisten Arbeiten meist unausgesprochenen Widerspruch zwischen dem Vorliegen kontinuierlicher Verteilungen (im Ordinationsraum, oder auch in Art/Probestelle- bzw. Art/Habitat-Tabellen) und dem angenommenen Vorhandensein getrennter bzw. eigenständiger Gemeinschaften auf (Gleason 1926).

Insgesamt können der **Richtungsstreit und die zahlreichen definitiven Versuche** in der „Community Ecology“ nur so gedeutet werden, dass alle Versuche, ein von allen Seiten akzeptiertes Konzept von Gemeinschaften zu definieren, gescheitert sind. Weder besteht Einigkeit darüber, was genau eine Gemeinschaft ausmacht, noch ob es überhaupt streng genommen Gemeinschaften gibt, wie sie abzugrenzen sind, noch wie sie am besten zu untersuchen sind (Gleason 1926, Fager 1957, Passarge 1982, Plachter 1983, Austin 1985, Austin & Smith 1989, Penev 1996, Austin 1999, Looijen & van Andel 1999, Parker 2001, Parker 2002, Ricklefs 2008, vgl. zusammenfassend z.B. Pizzolotto & Brandmayr 2012).

Nach Gleason (1926) ist das Problem klassischer Community Ecology, „das Problem aus dem falschen Winkel heraus anzugehen“, da es der menschlichen Natur entspreche, zu klassifizieren und abzugrenzen. Equihua (1990) fordert alternativ eine „philosophische Sichtweise der Daten, die vom üblichen Vorgehen des Ökologen abweicht“, da „der menschliche Verstand dazu neigt, Unschärfen (Fuzziness) herauszufiltern, was in einer Wahrnehmung getrennter Einheiten resultiert.“ Letztlich sind „biologische Gemeinschaften ungesättigte Art-Aggregationen, deren Zusammensetzung zu einem erheblichen Teil durch regionale und historische Prozesse wie Migration beeinflusst werden“ (Niemelä & Spence 1991 nach Majka et al. 2006). Die Umwelt, der sich die Arten gegenüberstehen, besteht aus multiplen Gradienten, die für jede Art unterschiedlich wirken, da jede Art individuelle Ansprüche an die Umwelt stellt.

Die Klassifizierung in Form einer Aufteilung der Art-Umwelt-Beziehungen in Gruppen ist daher vielfach artifiziell. Die so gebildeten Gruppen gelten allenfalls regional, lassen sich aber selbst auf dieser Ebene weder zuverlässig anhand dieser Klassifizierung vorhersagen, noch bei Erhebungen in einer zum selben Typus gehörenden Einheit reproduzieren. Der richtige Ansatz ist daher, **nicht die Trennung als Ziel in den Vordergrund zu stellen** (Gleason 1926, Ramenski 1930 in Goodall 1954, Tuomikoski 1942 in Goodall 1954, Whitaker 1951 in Goodall 1954, Brown & Curtin 1952 in Goodall 1954, Goodall 1954, Ricklefs 2008). Sie entspricht nicht den Verhältnissen in der Natur (Goodall 1954), und ein solches, striktes „Vorkommen in Kategorien“ wäre dem Überleben der allermeisten Arten auch überaus abträglich. Zönologie als kategorisierende Disziplin versucht aber fast zwangsläufig, die Natur in „Schubladen“ zu fassen (Gleason 1926), was im schlimmsten Fall darin mündet, sie nicht nur in Bezug auf die Erfassung „in ein Korsett zu pressen“ und Zustände nicht nur beschreiben, sondern auch - noch dazu in situ - so erhalten zu wollen oder zu müssen, wie man sie einmal erfasst und beschrieben hat.

Bedenkt man die Zusammenhänge der Lebensräume und Arten als Komplex-Mosaik und als verschachteltes System von Arten, die sich Lebensräumen voller Übergänge gegenübersehen, so muss dieser Ansatz scheitern, und führt in mehrerer Hinsicht, sowohl für die empirische Wissenschaft, sowie auch für Anwendungen wie die Bewertung der Habitats und deren konkretes Management gleichermaßen in eine Sackgasse. So notwendig eine Typisierung als „Assoziationen“, Lebensraumtypen oder Habitattypen als pragmatische und bilanzierbare Form der Habitaterfassung in bestimmten Fragestellungen auch sein mag, so wichtig ist es auch, sie stets nur als mehr oder weniger grob vereinfachende Hilfsdisziplin der momentanen Zustandsbeschreibung zu verstehen.

Ein Verfahren, das nicht auf eine Klassifizierung abzielt, sondern die Beziehung der Arten auch zu verschiedenen Lebensräumen und ihren Zusammenfassungs-Stufen (die auch nicht hierarchisch angeordnet sein müssen) abbildet, ist daher besser geeignet, den Verhältnissen in der Natur zu entsprechen. Ein solches Verfahren ist die als Testserie angewandte Chi²-Vierfeldertafel der Arten in Relation zu Aggregationsstufen der Lebensräume.

Durch **Abkehr von der Kategorisierung und das in den Mittelpunkt-Rücken des Kontinuums**, abgebildet beispielsweise über Ordination, „verschwindet das vertrackte Problem der Bestandsabgrenzung“ (Goodall 1954). Ordination ist im Grundsatz kein trennendes Verfahren, sondern ein anordnendes, und seine Stärke gegenüber allen Klassifizierungsverfahren (TWINSPAN, ISA usw.) liegt darin, keine Trennung anzustreben bzw. nicht zwangsläufig auf eine solche hinauszulaufen, auch wenn es vielfach als „größter Erfolg“ einer Ordination empfunden wird, wenn sie die Datenmatrix in getrennte Einheiten unterteilt. In praktisch allen Fällen beruhen solche klaren Trennungen aber auf nur wenigen Arten, und auch deren Vorkommen ist meist nicht vollständig getrennt (z.B. Mossakowski & Dormann 2011, McCracken 1994). Die „klare Trennung“ kann ferner durchaus auch als Verlust natürlicher Übergänge interpretiert werden, etwa wenn sich Wald und Offenland klar trennen lassen, und dies v.a. deswegen, weil es halboffene, innig verzahnte Übergänge aufgrund der Intensität und Segregation der Landnutzung vielfach nicht mehr gibt. Dort, wo solche natürlichen Übergänge noch existieren (z.B. Arnoldi & Ghilarov 1963 für die Waldsteppe), nutzen viele Arten mehr als einen Teil des Lebensraum-Gradienten und eine „klare Trennung“ ist keineswegs gegeben. Dort, wo eine Trennung das Ergebnis ist, ist oft auch der ausgewertete Datenbestand sehr klein, und die Daten weisen eine erhebliche Lücke bzw. einen künstlich steilen Gradienten auf, der in der Natur keine Entsprechung hat. Vergleicht man zum Beispiel nur schattige Buchenwälder mit offenen Sandgruben, erreicht man eine deutliche Trennung, aber selbstverständlich hätte es als „missing link“ dazwischen auch zahlreiche Übergänge wie Kiefernwälder und -forste auf Sand usw. gegeben.

Jede Ordination bildet stets nur den Gradienten der einbezogenen Daten ab, was ein subjektives Element darstellen kann. In vorliegender Arbeit, die sich nur mit natürlichen und naturnahen Lebensräumen beschäftigt, wird versucht, durch ein entsprechendes Tabellenfeld in der Einstufungstabelle anzugeben, ob Lebensräume der offenen Kulturlandschaft, die im Datenbestand nicht enthalten sind, für die fragliche Art als Habitat belangvoll sein können. Auch für die natürlichen Offen-Lebensräume, die aus erhebungsmethodischen Gründen nur eher gering repräsentiert sind (Kiesbänke in Wildflusssauen, offene Übergangs- und Niedermoore und Uferstandorte), werden solche Habitat-Beziehungen bei den jeweiligen Art-Besprechungen angegeben, sowie bei der summarischen Kurzbetrachtung dieser Lebensräume).

Equihua (1990) zufolge „reduziert Ordination das Rauschen (noise)“, wobei diese Aussage auf multivariate Ordinationsverfahren und nicht Ordination im Sinne von Goodall (1954) oder beispielsweise Roß-Nickoll (2000), also der bloßen Anordnung, zu beziehen ist (es sei denn, dort werden Vorkommen geringerer Abundanz oder Stetigkeit nicht dargestellt (vgl. z.B. Roß-Nickoll 2000)). Dennoch bleibt die Frage, ob dieses „Rauschen“ eine Störgröße, oder vielmehr Ausdruck der zahlreichen Übergänge im Sinne der Kontinuum-Theorie ist.

Kritische Stimmen zur Ordination nehmen v.a. auf die Anwendungspraxis Bezug. Nach Austin (1985) „fasst Salt (1983) die Situation gut zusammen“, wonach „der derzeitige beliebte Ansatz es ist, den Datenhaufen [...] einer multivariaten Analyse zu unterziehen, in der Hoffnung, dass [...] etwas von Wert herausgesiebt werden könne“, und die „derzeitige Inanspruchnahme durch Ordinationsmethodologie, im Gegensatz zum Hypothesen-Testen von Nischen- oder Kontinuum-Hypothesen [...], nicht ermutigend“ sei (Austin 1985). Goodall (1970, in Austin 1985) zufolge sollten die „biologischen Aspekte wieder den ihnen zustehenden Platz einnehmen, v.a. als Herr und nicht als Sklave mathematischer und statistischer Überlegungen.“

Trotz ihrer weiten Verbreitung „bestehen sowohl weiterhin Probleme der Interpretation der Ergebnisse dieser Methoden, als auch Fragen darüber, ob ihre mathematischen Annahmen mit der ökologischen Theorie kompatibel sind“ (Austin 1985). Ordinationsmethoden werden „sowohl für die Vegetationsanalyse als auch Studien der Nischen genutzt“, obwohl speziell „Tierökologen erst jüngst der Grenzen dieser Methoden gewahr worden zu sein scheinen“ (Austin 1985). Bereits Haberd (1962) als ein Autor, der früh ein multivariates Verfahren vorgeschlagen und testweise mit faunistischen Daten angewandt hat, legt dar, dass die Ergebnisse multivariater Ordination auf ihre Sinnhaftigkeit überprüft und nicht per se als Fakt angesehen werden dürfen, da es sich um Abstraktionen handelt. Auch Austin (1985) hat darauf hingewiesen, dass es die komplexen Rechenvorgänge multivariater Ordinationsverfahren (wie auch der DCA) schwer nachvollziehbar machen, was exakt mit den Daten dabei passiert.

Ordinationsverfahren wie die DCA sind besonders gut geeignet, die aus Übergängen strukturierte Natur abzubilden, wie sich auch im ausgewerteten Datensatz bayerischer Wälder und natürlicher Kontakthabitate zeigt. Die DCA der ausgewerteten Daten ergibt ein „rundes Bild“ und ist in sich plausibel. Sie wird hier im Sinne Haberds (1962) als Abstraktion verstanden und im Sinne Austins (1985) als exploratives Element verwendet.

So ist beispielsweise die fehlende Eigenständigkeit der Buchenwälder in der DCA, wie auch jene der Eichen-Hainbuchenwälder plausibel. Die Fauna der Buchenwälder dürfte zu einem erheblichen Teil von den zuvor im südlichen Mitteleuropa dominierenden Edellaubholzwäldern „übernommen“ worden sein, als die Buche ihren späten nacheiszeitlichen „Siegeszug“ antrat (Walentowski et al. 2010). Buchenwäldern als relativ jungem Lebensraum in Mitteleuropa fehlen eigenständige floristische oder faunistische Elemente, die nicht auch in anderen Waldtypen vorkommen, praktisch völlig. Die Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion) sind vegetationskundlich schon länger (Müller 1967), und in neuerer Zeit verstärkt, umstritten. Sie werden in neueren pnV-Karten überwiegend als Eschen-Hainbuchenwälder verstanden und bezeichnet (z.B. Bohn et al. 2003). Carpinion-Kennarten sind weitgehend „Saumarten“ (Arten der Säume), die durch die Form der Bewirtschaftung auf verschiedenen, basenreicheren Standorten gefördert werden können; an echten, höchstgradig treuen vegetationskundlichen Kennarten ist das Carpinion praktisch frei (Müller 1967). Dies ist in Einklang mit den Ergebnissen der Ordination.

Die Ergebnisse zeigen, dass verschiedene Laufkäfer-Arten eine Affinität zu bestimmten Lebensräumen und bestimmten Lebensraum-Faktoren besitzen, die als Präferenz oder in manchen Fällen auch als Bindung charakterisiert werden kann. In der DCA-Ordination gruppieren sich die Arten entsprechend der Habitattypen-Gruppen in einer Weise, die diese fast lehrbuchhaft räumlich ordnet, jedoch jeweils mit Übergängen zu anderen Habitaten, was durchaus den Verhältnissen in der Natur entspricht.

Multivariate Ordinationsverfahren wie die DCA, die nicht das Trennende in den Vordergrund stellen, sondern die Datenmatrices mit allen Übergängen räumlich abbilden, sind zusammenfassend ein geeignetes Instrument, um die Probestellen nach ihrer Artausstattung räumlich zu ordnen. Es ergeben sich in der hier untersuchten Datenmatrix in der Tat starke Art-Habitat-Bezüge, die von einem zufälligen Vorkommen weit entfernt sind.

Das Maß der Bindung an oder Affinität zu Lebensräumen und ihren verschiedenen Aggregationsstufen (die sowohl auf Habitatausprägungen als auch auf Standortfaktoren basieren können) ist aber über die DCA nur beschreibbar, nicht jedoch test- oder quantifizierbar.

Die Beziehungen der einzelnen Arten, d.h. ihre Affinitäten zu Lebensräumen, können über Treue und Stetigkeits-Werte dargestellt werden. Um diese Beziehung auch statistisch messbar zu machen, wurden vergleichend zwei Verfahren zur Feststellung der Affinitäten angewandt, beide in Form gestaffelter Testserien unterschiedlicher Aggregationsstufen der Habitattypen, sowohl auf Basis der Bestockung als auch der Standorte. Während das Verfahren der **Indicator Species Analysis** darauf abzielt, Trenn- bzw. Charakterarten zu identifizieren, ermöglichen **Testserien mittels Chi²-Tests** eine Identifizierung desjenigen Habitates (oder Habitat-Konvoluts) mit der höchsten Affinität, gemessen über den relativ höchsten Chi²-Testwert der Art. Beide Verfahren liefern für die Charakterarten, also jenen Arten mit hoher Stetigkeit und zugleich Treue, vielfach gleichlaufende Ergebnisse. Alle untersuchten „Leit-Habitattypen“ besitzen (mindestens) eine solche Charakterart für Bayern, die hier zugleich treu und stetig auftritt:

Schluchtwälder sind ein Habitattyp, der in seiner Artenausstattung viele Gemeinsamkeiten mit Buchenwäldern aufweist, was darin zum Ausdruck kommt, dass viele Arten ihren höchsten Testwert für das Konvolut beider erreichen. Praktisch keine Art hat hingegen ihre höchste Affinität speziell zu Buchenwäldern, was angesichts der mitteleuropäischen Vegetationsgeschichte sehr plausibel ist (Walentowski et al. 2010). Dagegen verfügen Schluchtwälder aber über eine ganze Reihe von Arten, die mehr oder weniger exklusiv diese Habitatgruppe besiedeln, und weisen Charakterarten sowohl für das Aceri-Fraxinetum als Leithabitat als auch für Schluchtwälder insgesamt auf.

Eichenwälder zeigen die ganze Komplexität der Beziehungen von Arten zu ihrem Vorzuglebensraum auf, denn praktisch alle Arten, die den Tests zufolge eine starke Affinität zu Eichen-Hainbuchenwäldern haben, haben dies aus verschiedenen Ursachen, die im Boden, in der Bestockung oder in der Helio- und Thermophilie liegen (s.o.). Auf die sich daraus ergebenden Konsequenzen in Bezug auf den Begriff „charakteristische Arten“ wird weiter unten einzugehen sein.

Fichten-Hochlagenwälder vereinen wenige Arten mit hoher Affinität, die zudem weit überwiegend mit den Fichten-Moorwäldern (der Hochlagen) und den Blockhalden aus zwei verschiedenen Komplexlebensräumen „entlehnt“ sind, worauf schon Rabeler (1967) hingewiesen hat. Auch für Fichtenwälder gilt daher, dass die Arten mit hoher Affinität zu diesem Komplexlebensraum sehr unterschiedliche Bezüge zum Lebensraumkomplex aufweisen.

Flechten-Kiefernwälder waren von Natur aus in Bayern auf extreme Lockersande in Dünengebieten beschränkt. Ihre Spezialisten sind psammophile Pioniere und Lichtwaldarten, die meist keine reinen Waldarten sind, sondern wiederum in unterschiedlichem Maß auch andere Xerotherm- und Sandstandorte zu nutzen vermögen. Einige Arten der Kiefernwald-Habitatgruppe sind an Brände gebunden.

Auwälder bestätigen ihren Ruf als sehr artenreiche Lebensräume, was in ganz besonderem Maß für die Gruppe der Laufkäfer gilt. Besonders die Weichholzauen, aber auch bestimmte Bachauwälder, verfügen über Arten mit hoher Affinität. Das gilt auch für Bruchwald (als standörtlich extremer Lebensraum), der ebenfalls mehrere Charakterarten aufweist. Es überwiegen bei diesem Lebensraum jedoch Arten, die entweder auch in (bestimmten) Auwäldern oder auch in (mineralisch beeinflussten) Mooren vorkommen.

Moorwälder sind, ähnlich den Fichtenwäldern, artenarme Lebensräume, die über relativ wenige, dafür aber besonders hoch spezialisierte Arten verfügen. Mehrere davon sind als Charakterarten von Moorwäldern allgemein oder bestimmter Moorwaldtypen aufzufassen.

Auch offene Hochmoore sind ein artenarmer Lebensraum mit wenigen, hoch spezialisierten Charakterarten. Intakte Hochmoore und Moorwälder weisen überwiegend Gemeinsamkeiten der Fauna auf, die eigenständige Komponente offener Hochmoore manifestiert sich v.a. in Arten, die in Hochmoor-Heiden ihren Lebensraum haben.

Diese Ergebnisse der χ^2 -Tests sind plausibel und im Einklang mit den DCA-Ordinationsbildern der Arten. Arten mit einem zugleich hohen Maß an Treue und Stetigkeit können demnach als Charakterarten verstanden werden. Die entsprechenden Testwerte sollten aber durch eine **Literaturreferenzierung** bestätigt werden. Als solche wird hier eine Kriterien-basierte systematische und geographisch differenzierte Literaturliteraturauswertung verstanden, die überprüft, ob die Angaben zu besiedelten und zu präferierten Habitaten der Art mit den Testergebnissen übereinstimmen, oder zwar über diese hinausgehen, aber im Grundsatz im Kontext natürlicher Lebensräume im Einklang sind, oder diesen widersprechen. Ein entsprechender Prüfalgorithmus wird vorgestellt und angewandt.

Das Beispiel eines Habitates wie der Waldbrandflächen kann dazu dienen aufzuzeigen, wie Testkonstellationen entstehen, die zu Artefakten führen können. Dadurch, dass nur auf diesen Waldbrandflächen bestimmte Initial-Sukzessions- und Ruderalflur-Situationen abgebildet sind, sind alle Arten, die in den Tests bevorzugt oder ausschließlich in diesem Kontext vorkommen, vermeintliche Brandspezialisten. Laut Tests sind diese Arten in vielen Fällen sowohl in der ISA wie auch dem χ^2 -Test mit Waldbränden verbunden (ISA) bzw. präferieren dieses (χ^2), sofern sie nicht auch auf anderen Kahlflächen o.ä. nachgewiesen wurden. Wie die Literaturreferenzierung zeigt, sind es aber überwiegend Ruderalhabitat-Pioniere, also Bewohner anthropogener Lebensräume, die im Datenbestand fehlen. Beide Testverfahren sind demnach, wie jeder Test, anfällig für Lücken des Datenmaterials, weswegen die Referenzierung als Bestandteil des Verfahrens notwendig ist. Gleichzeitig hätte eine größere Zahl und Auswahl von Varianten der Pionierstadien ohne Waldbrand-Einfluss, wie Kahlschlägen, Aufforstungen und Sukzessionsflächen von Brachen mit und ohne Gehölz-Dominanz, auf verschiedenen Standorten, die Entstehung der meisten dieser Artefakte rund um Brandflächen stark reduziert. Dass relativ wenige solche Flächen einbezogen wurden, liegt darin begründet, dass im Mittelpunkt der Flächenauswahl meist „gut ausgeprägte“ ältere Waldflächen der zu untersuchenden, naturnahen Habitattypen standen. Der Untersuchungsansatz und die sich daraus ergebende Flächenauswahl beeinflussen also die Ergebnisse fast zwangsläufig in erheblichem Maße.

Beispielsweise in dem von Skalski et al. (2012) untersuchten südpolnischen Gebirgsbach wurden einige in der Literatur (vgl. Anlage 5) als ausgesprochen eurytop charakterisierte Arten wie *Harpalus rufipes* und *Anisodactylus binotatus* laut ISA als Indikatorarten für Überflutungsgeschehen des Baches identifiziert, mit sehr hohen IndVal. Zweifellos sind beide Arten ausschließlich im Kontext des abgebildeten Untersuchungsgradienten Indikatorarten für Überflutungen. Die Information, dass sie dies in anderem Kontext (z.B. in Agrar- und auch Flusslandschaften der Tiefebene mit landwirtschaftlichen Nutzflächen) ausdrücklich nicht sind, muss daher gegebenenfalls aus anderer Quelle kommen.

Bei hoher Stetigkeit und hoher Treue sind beide Verfahren gleichläufig. Für Arten mit geringerer Treue oder Stetigkeit differieren die Werte zwischen χ^2 und ISA-Tests in vielen Fällen. Auch die Feststellung, welches Verfahren die zutreffendere Einschätzung darstellt, kann nur anhand der Literaturreferenzierung vorgenommen werden.

Insgesamt zeigt sich dabei, dass z.B. bei Arten hoher Stetigkeit und geringerer Treue die χ^2 -Tests die zuverlässigere Grundlage darstellen, während die ISA hier Arten zu Unrecht als Charakterarten (Indikatorarten) identifiziert. Die Gründe hierfür liegen in der Algorithmik der ISA begründet, die Stetigkeit und Treue gleich stark gewichtet, indem sie sie durch Multiplikation verrechnet (Dufrêne & Legendre 1997).

Der direkte Vergleich zwischen ISA und χ^2 -Verfahren wird dadurch eingeschränkt, dass beide Verfahren wegen bestimmter Verfahrensbeschränkungen (z.B. maximal 99 Einheiten bei der ISA) nicht immer gleich angewandt werden können, was auch schon Dufrêne & Legendre (1997) bei ihrem Vergleich der ISA mit TWINSPAN einschränken mussten. Dennoch wird der entscheidende Unterschied beider Verfahren deutlich, indem die χ^2 -Testwerte ein „weicheres“ Verfahren darstellen, das keine „harten“ Entscheidungen erzwingt. Eine solche Entscheidung kann v.a. dann unangemessen sein, wenn es sich um eine stenöke Art handelt, die ihren Lebensraum zwar in wenigen, aber vegetationskundlich sehr unterschiedlichen Lebensräumen realisiert hat, die sich im ISA-Test gleichsam „gegenseitig blockieren“ und so zu einem nicht signifikanten Testwert führen. Ein Beispiel wäre *Leistus terminatus*. Die Art erzielt in der ISA praktisch keinen signifikanten Wert außer einem sehr geringen Testwert für „Feuchthabitate“. Die Art tritt sowohl in Bruch- als auch Bachauwäldern und offenen Niedermooren auf, und dies mit einer etwas höheren Stetigkeit auf den organischen Standorten (Bruchwälder und Niedermoore) als auf mineralischen. Das höchste χ^2 -Ergebnis für Bruchwald-Standorte, dass diese beiden vereint, ist daher wohl korrekt, da es auch durch die Literaturreferenzierung bestätigt wird, während die ISA in dieser Konstellation nicht in der Lage ist, die Habitatbeziehungen der Art zu beschreiben.

C - Charakteristische Arten

Es existieren zahlreiche Konzepte und Begriffe, die Arten in Bezug zu bestimmten Lebensräumen (Charakterart, Leitart, charakteristische Art), Zuständen oder Ziel-Zuständen (Indikatorart, Zielart, charakteristische Art) oder dem Vorkommen anderer (Ziel-)Arten (Schirmart) setzen. In der Pflanzensoziologie werden gemeinhin „Charakterarten“, „Differentialarten“, „treue Arten“ und „Begleitarten“ unterschieden, und Arten ersterer beider Kategorien sind für die Zuordnung der Vegetationseinheit entscheidend (Looijen & van Andel 2002). Die Ausführungen von Kühnert (1967) können beispielhaft für einen Ansatz stehen, der folgende Unterscheidungen macht: „Wir unterscheiden **Charakterarten**, die für die Waldgesellschaft besonders typisch sind, und **Begleitarten**, die [im konkreten Waldtyp, der Verf.] ein gehäuftes Auftreten zeigen.“ Diese werden wiederum abstrahiert von den „allgemein häufigen, für diese Waldgesellschaft nicht bezeichnenden Arten, sowie vereinzelt vorkommenden, aber ebenfalls uncharakteristischen“ Arten. Es werden dabei also vier Gruppen von Arten unterschieden: Arten hoher Treue und wohl auch Stetigkeit (als Charakterarten), Arten hoher Stetigkeit, aber geringerer Treue als „Begleitarten“, sowie Arten geringer Treue, aber doch hoher Stetigkeit, und sporadische Arten, ohne Angaben zur Treue.

Bei den Ausführungen zu den Gemeinschaften wurde dargestellt, dass die Beziehungen von Arten zu den Lebensräumen komplex sind. Arten, die einen sehr engen Bezug zu einem Lebensraum haben (hohes Maß an Treue und Stetigkeit), können als **Charakterarten** gelten, sind aber aus den genannten Gründen ein (sehr) seltenes Phänomen. V.a. bei der Fauna sind Charakterarten die Idealvorstellung der Klassen-bildenden Zönologie, wenn sie neben einem hohen Maß an Treue auch ein solches an Stetigkeit aufweisen. Beides ist jedoch gegenläufig, und entsprechend selten ist die Kombination: hohe Stetigkeit bedingt, dass die Art ausbreitungsstark genug sein muss, um auch kleinere und isoliertere oder in Mosaiken eingebundene „patches“ des speziellen Habitattyps zu erreichen. Meist sind hochgradig stenöke, für ein bestimmtes Habitat sehr treue Arten dies aber deswegen, weil ihre Lebensbedingungen nur recht isoliert vorkommen, und weisen daher eine geringe Ausbreitungstendenz auf. In der Konsequenz gibt es nur relativ wenige echte Charakterarten, die sowohl sehr starke Treue als auch maximale Stetigkeit verbinden. Manche Habitattypen weisen überhaupt keine solchen Arten auf (Tischler 1947). Selbst in der Vegetationskunde gibt es „kennartenfreie“ Einheiten oder solche, die erst durch die „charakteristische Verbindung“ mehrerer Arten charakterisiert sind. Auch in den hier ausgewerteten Daten weisen die Habitattypen wie dargestellt nur wenige, z.T. nur eine Charakterart auf.

Die verbreitete Bezeichnung weniger stark (als echte Charakterarten) an einen Lebensraum gebundener Arten als „Begleitarten“ suggeriert, dass diese Arten nur zufällig auftreten, oder ihr Vorkommen weniger bedeutsam für die Charakterisierung des Bestandes sei. Tischler (1947) hat indes darauf hingewiesen, dass auch **Arten, die keine Treue zu einem bestimmten Lebensraum aufweisen**, zu dessen natürlichem Artbestand („Gruppe der Biotopeigenen“) gehören, ja „in vielen Lebensstätten den größten Teil der biotopeigenen Arten bilden.“ Sie nur aufgrund fehlender Spezifität in dieser Hinsicht anders einzustufen (bis hin zur Klassifizierung als Störungszeiger), ist verbreitet, aber keineswegs per se zutreffend. Amiet (1967) betont, dass es „nicht selten sei, dass eine dominante Art eines Lebensraumes auch in einem oder mehreren anderen auftritt, und dass er deren Einstufung als „Generalisten“ [„banales“] und die „Tendenz, sie zu vernachlässigen“ für nicht gerechtfertigt hält, da auch diesen Arten eine „entscheidende Rolle für das Erscheinungsbild“ der Assoziation zukommt. Als entscheidendes Kriterium für die Zugehörigkeit zu den „biotopeigenen Arten“ sieht Tischler (1947) lediglich die dort stattfindende Reproduktion an. Die Bezeichnung „Begleitart“ impliziert einen geringeren Habitatbezug der Art aufgrund geringerer Treue der Art zum betrachteten Habitattyp. Die Übergänge von Arten in Bezug auf ihre Treue zu einem Lebensraum, und insofern zwischen „Charakterart“ und „Begleitart“ sind aber vielfach fließend. Die Unterscheidung der „Begleitarten“ von den „Ubiquisten“ ist also ebenfalls ein Problem der gewählten Definitionen (vgl. Kühnert 1967), und wiederum abhängig von einer willkürlichen Grenzziehung, da die Abstufungen sowohl in Bezug auf Treue als auch Stetigkeit fließend und die Kombinationen beider Größen vielfältig sind.

Konzept und Begriff der „Begleitarten“ müssen hinterfragt werden. Geringe Treue damit gleichzusetzen, dass das Auftreten dieser Arten einen Zustand kennzeichnet, der weniger günstig oder in Bezug auf seine Habitateigenschaften zwingend weniger charakteristisch ausgeprägt ist, ist nicht gerechtfertigt. Selbst in einem vollständig intakten, großflächigen Auwald treten in erheblichem Umfang Arten auf, die wir auch auf Äckern finden, und diese sind dennoch keine „Störungszeiger“, denn Äcker mit ihrem regelmäßig neu entstehenden, lehmigen Rohboden sind eben für manche der an dynamische Auen angepassten Arten analoge Habitate, die ihre Habitatanforderungen erfüllen. Nur wenige Lebensräume haben eine so starke Kombination „lebensfeindlicher“ Faktoren (z.B. intakte Hochmoore), dass praktisch nur speziell an diesen Lebensraum angepasste und gebundene Arten vorkommen können, und selbst hier treten zu einem erheblichen Anteil (der insgesamt geringen Artenzahl) Arten auf, die auch andere Feuchtbiootope regelmäßig besiedeln können (z.B. *Pterostichus diligens* und *P. rhaeticus*), und dies durchaus auch in völlig intakten Mooren und auch als „dominante Arten“.

Die von Naujok & Finch (2004) benannten charakteristischen Arten alpiner Habitate der norwegischen Skanden werden von diesen selbst als „weitverbreitet“ und z.T. gar als „ubiquitär“ bezeichnet, sowie mit einer Reihe verschiedener Vegetationseinheiten in Verbindung gebracht. Charakteristische Arten sind in diesem Verständnis also sogar eher sehr häufige Arten.

Der Ansatz von Kühnert (1967) beinhaltet, neben der Stetigkeit, also der Regelmäßigkeit des Auftretens, auch **Abundanzen** zu berücksichtigen. Dies ist jedoch problematisch, da Abundanzen relativ starken artindividuellen Schwankungen zwischen Erhebungsjahren unterliegen können (Vowinkel 1996), z.B. bedingt durch artindividuell sensible Witterungsphasen (Althoff et al. 1994), bzw. auch eine Funktion saisonaler Aktivitätsmaxima sind, die den Abundanz-Vergleich verschiedener Jahre und Erhebungen stark einschränken. Auch kann in suboptimalen Habitaten die Laufaktivität erhöht sein, um den Ressourcenbedarf der Art zu decken („Grün-Effekt“, Grün 1971 nach Baars 1979 in Martius 1986), was die Verwendung von Aktivitätsdichten selbst geeigneter Indikatorarten einschränkt.

Schwankungen der Abundanz können auf Artniveau zwar erheblich sein (Vowinkel 1996), führen aber selten dazu, dass eine vorkommende Art auf einer Fläche einmal auftritt, und

einmal fehlt. Maße, die die Abundanzen berücksichtigen, sind also stärker gegenüber Schwankungen sensibel als solche, die auf Präsenz-Absenz beruhen.

Sporadische Arten hoher Treue sind ein weiteres Phänomen. Denkbar ist, dass sie nur deswegen sporadisch auftreten, weil ihr eigentlicher Vorzugs- oder Haupt-Lebensraum gar nicht untersucht wurde. Dies ist auch dann denkbar, wenn man versucht, alle natürlichen und naturnahen Lebensräume abzubilden, auch wenn dieser Ansatz das Problem stark einschränken sollte. Dennoch ist es fast nicht vermeidbar, dass bestimmte Habitattypen und Habitattyp-Ausprägungen, und sei es nur in den Landesteilen, wo bestimmte arealbeschränkte Arten vorkommen, nicht oder nicht ausreichend beprobt sind, um deren Vorkommen ausreichend abzubilden. Ein Beispiel hierfür ist der in Bayern auf einen Teil des südöstlichen Bayerischen Waldes beschränkte *Aptinus bombardata*. Das Phänomen sporadischer Arten hoher Treue gilt es zwar durch einen entsprechend vollständigen Datenbestand zu vermeiden, ausgeglichen werden kann es aber nur durch ergänzende, systematische Literaturreferenzierung. Handelt es sich um hochgradig stenöke „low density-species“ mit tatsächlich extrem starker Bindung an einen Lebensraum in bestimmten Ausprägungen (z.B. eine bestimmte Kombination auf Wasserhaushalt, Höhenlage, Beschirmung und Trophie), so tritt die Art aus diesem Grund vielfach nur in einem Teil der Probestellen des Habitattyps auf. Ein Beispiel für eine solche Art ist wohl *Patrobus assimilis*. Wiederum kann die Literaturstudie zu Habitatbeziehungen in Deutschland und im Rest Europas zumindest klären, ob das entstandene Bild der Habitatbeziehung der sehr seltenen Art plausibel, oder aber ein Artefakt ist. Im Prinzip spricht im Fall einer tatsächlichen, engen Habitattyp-Beziehung der Art nichts dagegen, auch diese Art zu den Charakterarten zu zählen, außer ihrer „fehlenden Erwartbarkeit“, die sich aus der geringen Stetigkeit ergibt.

Gerade bei den hochstenöken Arten hoher Treue, aber nur mäßiger Stetigkeit sollte stets geklärt werden, ob es nicht spezielle Faktoren sind, die dafür sorgen, dass nur ein Teil der Einheiten besiedelt wird. Am Beispiel von *Patrobus assimilis* ist dieser Faktor beispielsweise die enge Bindung an sehr hoch gelegene Moore mit krüppelwüchsiger Baumbestockung. Manche Moorarten treten gerade in intakten Mooren in geringen Dichten auf, da sie als „low density species“ überhaupt in der Lage sind, diesen extremen Lebensraum zu besiedeln. Eine logische Konsequenz ist, dass sie mit den üblichen (wie auch überhaupt mit vertretbaren) Fallenzahlen z.T. möglicherweise übersehen werden. Solche höchstgradig stenöken „Niedrigdichte-Arten“ aus diesem Grund von den Betrachtungen auszuschließen, wäre jedoch ein Fehler, da dies mit einem erheblichen Informationsverlust einherginge. Denkbar wäre stattdessen, wenn es z.B. um eine Eingriffsbeurteilung geht, die möglichst zuverlässige Erfassung ihres Vorkommens an der zu beurteilenden Lokalität dadurch abzusichern, dass die Zahl der Probestellen, oder der Fallen pro Probestelle, entsprechend erhöht wird, oder (je nach Biologie der Art) zusätzliche Methoden, oder ein an die Phänologie der Art speziell angepasstes zeitliches Erfassungsfenster gewählt werden.

Die Frage der Ausschließlichkeit (Treue) kann sich auf die einzelne Art (Looijen & van Andel 1999), oder aber auf das gemeinsame Vorkommen zweier Arten beziehen („charakteristische Artenverbindung“, z.B. für die Fauna Passarge 1982). Franz (1963) zufolge „hat sich in den letzten zwanzig Jahren in der Zooökologie die Charakterisierung der Tiergemeinschaften auf Grund von Charakterarten und der Artverbindung durchgesetzt.“ Und: „Die Ermittlung der Charakterarten und der charakteristischen Artenverbindung der einzelnen Biozönosen wird heute auf Grund des tabellarischen Vergleichs der Artenlisten einer Zahl von Einzelbeständen von annähernd gleicher Artenzusammensetzung im Vergleich mit andersartigen Bestandstypen durchgeführt.“ Wenn dabei „die Kenntnis ihrer Ökologie und Verbreitung bei der Auswahl der Charakterarten eine wertvolle Hilfe leistet“, fließt dabei aber ein „subjektives Moment in die Beschreibung und Gruppierung der Biozönosen ein“, wie Franz (1963) selbst einräumt. V.a. aber liegt der Mehrwert einer charakteristischen Artenverbindung in der Abgrenzung, nicht in der Bewertung von Habitaten, und ist daher eher bei der Frage der Charakterarten anzusiedeln (s.o.).

Charakteristische Arten sind, wie bereits erwähnt, etwas anderes als Charakterarten, da beide etwas völlig Unterschiedliches aussagen. Eine Art kann in einem Lebensraum sehr stetig auftreten, bei geringer Treue, und dadurch eine charakteristische Art dieses Lebensraumes schon deswegen sein, weil ihr Fehlen aufzeigen würde, dass die Artengarnitur des Lebensraumes unvollständig ist. Auch Amler (1999) spricht sich dafür aus, der „typischen Zönose nicht nur streng an das Biotop gebundene Arten“ zuzurechnen, „sondern auch diejenigen, die in einem entsprechenden Biotop normalerweise gefunden werden können, aber auch in anderen Biotopen vorkommen können.“

Eine Charakterart ist immer auch eine charakteristische Art, aber nicht umgekehrt. Sowohl in Bezug auf die Treue als auch die Stetigkeit müssen daher andere Maßstäbe angewandt werden. Entsprechend ist auch ein Verfahren, dass beide Größen verrechnet (wie die ISA), nicht geeignet, charakteristische Arten herzuleiten.

In sehr vielen Fällen werden die vorgenannten Begriffe (Charakterarten, charakteristische Arten) neu oder auch gar nicht definiert, sondern einfach verwendet, und letztlich gutachterlich hergeleitet, welche Arten darunter zu verstehen sind (z.B. für die Laufkäfer Trautner 1996, Ssymank et al. 1998). Meist werden für die Ermittlung charakteristischer Arten Stetigkeit bzw. Frequenz und Abundanz verwendet (z.B. Schultz & Finch 1997, Naujok & Finch 2004).

Charakterarten sind in der Verwendung deutlich von den charakteristischen Arten zu abstrahieren, da beide etwas anderes aussagen und bezwecken sollen. Auch wenn über den Begriff „Charakterarten“ in den Lehrbüchern weitgehend Einigkeit besteht (als Arten hoher Treue), so wird mit dem Begriff in der Praxis doch großzügiger umgegangen. Sehr verbreitet wird auch bereits von „Charakterarten“ gesprochen, wenn diese Arten keineswegs weitgehend vollständig auf den speziellen Typ beschränkt sind, oder sogar ausschließlich Habitate der zu kennzeichnenden Typs untersucht wurden (z.B. Fliße & Zucchi 1993, Baehr 1987). Vielfach erfolgt bereits aufgrund hoher Stetigkeit oder erhöhter Abundanzen die Einschätzung als „Charakterart“, auch wenn es sich dabei keineswegs zwingend um eine solche, sondern ggfs. nur um eine charakteristische Art handelt. Es kann konstatiert werden, dass der Begriff oft v.a. in Bezug auf die zu fordernde Treue weniger streng angewandt wird. In der Konsequenz bestehen daher fließende Übergänge zum Begriff charakteristischer Arten, trotz der zu fordernden unterschiedlichen Bedeutung und Definition, wenn man die Begriffe stringent anwendet.

Den Ansatz „stenöker Arten zur Kennzeichnung etwa von Pflanzengesellschaften als Leit- und Charakterarten“ sieht Müller (1991) aufgrund der regionalen Stenökie „zumindest lokal als gut verwendbar“ an, schränkt die Gültigkeit dieser Eigenschaft also räumlich deutlich ein. Bei Arten mit weiträumigen Arealen tritt regionale Stenökie „fast zwangsläufig“ auf (Müller 1991), so dass eine generelle Eigenschaft als Charakterart im gesamten Areal in der Regel wohl nur für Arten mit kleinem Areal anzunehmen ist.

Als charakteristische Arten werden in der hier vorgeschlagenen Definition **alle regelmäßig in dem Habitat auftretenden Arten** verstanden, die zum Habitat selbst, und zu einem oder mehreren **Schlüsselmerkmalen des Habitates eine Affinität** aufweisen. Diese Definition setzt über die Tests v.a. auf der Stetigkeit und auf Habitatmerkmalen auf, und ist nicht von maximaler/vollständiger Treue abhängig. Auch beispielsweise jene Arten hoher Stetigkeit, die nicht für die spezielle Einheit (den fraglichen Habitattyp) ihren maximalen χ^2 -Testwert errechnen, sind als habitattypische Arten zu verstehen. Sofern sie zu mindestens einem Habitatfaktor des Habitates eine Affinität aufweisen, sind es auch charakteristische Arten, zumindest für diesen Habitatfaktor im Habitat und daher auch für das Habitat. Entsprechend kann ihr Fehlen beispielsweise auf das Nichtvorhandensein bestimmter Standorts- oder anderer Habitatbedingungen hinweisen.

Beiden Kategorien kommt dann eine Zeigerfunktion zu: den Charakterarten als Zeiger in Bezug auf den speziellen Lebensraum und den charakteristischen als Zeiger in Bezug auf spezielle Eigenschaften des Lebensraumes. Bei den Charakterarten sind dabei jene zu unterscheiden, die in alle „Richtungen“ als Zeiger dienen können (also z.B. auch in Richtung der Habitate der offenen Kulturlandschaft), oder nur in Bezug auf Wälder und andere naturnahe Habitate. Erstere können als „symmetrische“, zweite als „asymmetrische Charakterarten“ bezeichnet werden (vgl. Dufrêne & Legendre 1997). Ein Beispiel für letzteres wäre eine Art, die innerhalb der Sandkiefernwälder stets nur in sehr naturnahen Flechten-Kiefernwäldern auftritt, im Offenland aber beispielsweise neben Sandtrockenrasen auch Lebensräume in Kalkmagerrasen hat, wie *Notiophilus germinyi*.

Der Identifikation von Charakterarten ist jedoch nicht das Hauptaugenmerk zu widmen. Im Mittelpunkt vieler Fragestellungen sollte vielmehr die Frage nach den charakteristischen Arten der Lebensräume stehen, denn dabei geht es noch viel stärker um Indikation und ggfs. auch Bewertung, während Charakterarten v.a. der Abgrenzung und Zuordnung dienen, die ja im Grundsatz vegetations- und standortkundlich bereits vorliegt. Beispielsweise sind die Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie durch das „Habitat Manual“ und vegetations- und standortkundliche Vorgaben in den Kartieranleitungen der Länder definiert. Artikel 1 dieser Richtlinie sieht als Merkmal für den „günstigen Erhaltungszustand“ aber u.a. das Vorkommen der „charakteristischen Arten“ an. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage nach der Definition charakteristischer Arten, und nach der Beziehung der Art zum Lebensraum. Das Inbezugsetzen einer Art zu einem (a priori typisierten) Lebensraum (oder Zustand oder Prozess) verknüpft die Fragestellung der charakteristischen Arten mit der Zusammensetzung der Arten der Lebensräume und auch der Stellung der Arten zueinander.

Dem In-Beziehung-Setzen von Arten zu bestimmten Lebensraum-Typen liegt in vielen Fällen wie dargestellt ein klassifizierender Ansatz zugrunde. Während manche Ansätze die Habitate hierfür erst nach der Ähnlichkeit der auftretenden Arten gliedern, ist ein anderer Ansatz, Arten bereits typisierten Lebensräumen zuzuordnen.

Das Ordnen der Arten nach Stetigkeiten und Treue entspricht im Prinzip der Tabellenarbeit. Es wurde nicht nur in der Vegetationskunde verbreitet angewandt, sondern auch in der Zooökologie einschließlich der Carabidologie (s.o.).

So hat beispielsweise Roß-Nickoll (2000) ein Verfahren angewandt, in dem die Arten nach einem Produkt aus Treue auf Individuen-Basis und „Präsenz“ (Stetigkeit in den Einzelfällen) einem „Bindungswert“ zugeordnet, dieser gutachterlich fünfstufig skaliert und anschließend die Arten nach diesen Klassen in Gruppen eingeteilt werden. So entstehen Gruppen von Arten unterschiedlich starker „Bindung“ an Habitate oder Zustände wie Wald, Wald und Hecke usw. Selbst bei der sehr überschaubaren räumlichen Bezugsebene (Stadtgebiet Aachen) und weit gefassten Einheiten („Hauptvorkommen in Waldstandorten“) treten doch viele der zugeordneten Arten auch in anderen Einheiten auf. Die Klassifizierung vergrößert also die vorkommenden Übergänge und erzeugt Klassen, die es in dieser Form in der Natur für die betroffenen Arten nicht gibt. Die gutachterliche Komponente ist neben einer oft fehlenden präzisen Definition das Haupt-Manko bzw. der Haupt-Makel dieses Vorgehens, ebenso wie das Fehlen einer statistischen Überprüfung bzw. Ergebnis-Absicherung.

Schultz & Finch (1997) haben am Beispiel der Spinnen in Küstenlebensräumen ein Verfahren vorgeschlagen, das die vorkommenden Arten anhand ihrer Stetigkeit (Präsenz), Abundanzen und der Spezifität in Bezug auf ein bestehendes Habitattypensystem und anhand eines Algorithmus in drei Gruppen „typischer Arten“ bzw. „Leitarten“ klassifiziert: „Leitarten“ („Charakterarten, Kennarten“) als Arten „signifikant höherer Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höherer Siedlungsdichten“ als in anderen Habitattypen, „sehr typische Arten“ („Leitformen“) mit höchster Stetigkeit im Habitattyp im Vergleich zu anderen Habitattypen, wenn auch nicht im Vergleich zu allen anderen Habitattypen zusammen, und schließlich „typische Arten“ mit hoher Stetigkeit und „teilweise hohen Individuendichten“, die

hier also „dominant sein können.“ Arten hoher Spezifität, aber geringer Stetigkeit werden also in alle drei Klassen nicht aufgenommen. Klasse 1 entspricht den Charakterarten, wobei die Ansprüche sowohl an Treue, Stetigkeit als auch Abundanz dazu führen, dass nur sehr stark spezialisierte, im Lebensraum aber zugleich hochgradig stetig und abundant vertretene Arten dieser Klasse angehören. Im Beispieldatensatz von Schultz & Finch (1997) erreicht nur eine der sieben in diese Kategorie eingestuften Arten eine Stetigkeit von über 50% (mit 52%), zwei dieser Arten sogar unter 33%. Die „typischen“ Arten entsprechen im Prinzip dem hier verwendeten Konzept „charakteristischer Arten“, ergänzt allerdings durch die zusätzliche Anforderung einer „teilweise hohen Abundanz“. Die Arten der 2. Klasse entsprechen den Arten, deren χ^2 -Maximalwert auf den Habitattyp lautet, die der 3. Klasse jenen mit signifikantem χ^2 -Wert für den Habitattyp, der jedoch nicht dem maximalen Wert der Art entspricht. „Low-density-species“ wie *Patrobus assimilis* wären in allen drei Klassen dieses Verfahrens ausgeschlossen, selbst bei hoher Stetigkeit wie auch Treue. Dieses Verfahren weist zwar den Vorteil eines transparenten Algorithmus auf, auch wenn u.a. die verbal beschriebenen Schwellenwerte Spielräume lassen bzw. nicht hinreichend klar festgelegt sind. Als ein Nachteil des Verfahrens kann angesehen werden, dass die errechneten Werte (wie die „Präsenzgrade“ als Maß der Stetigkeit) nicht statistisch getestet werden.

Dem vielfach eine stark gutachterliche Komponente innewohnenden, „klassischen“ vegetationskundlichen Ansatz folgten Verfahren, die das Ordnen und Klassifizieren nach bestimmten Algorithmen „automatisieren“ sollten. Als solches Verfahren wurde die **Two-Way-Indicator Species Analysis** (TWINSPAN, Hill 1979) entwickelt und vielfach angewandt. Es ordnet zunächst die Proben auf Basis einer Korrespondenzanalyse, teilt sie dann in einem dichotomen Verfahren (d.h. stets in zwei Gruppen) und ermittelt dann Differential- und Indikatorarten für die einzelnen Gruppen (Kielhorn 2004). Das Verfahren wurde „für den Einsatz mit Prozentwerten aus Vegetationsaufnahmen konzipiert“ (Kielhorn 2004), stellt also auf Abundanzen ab, die beispielsweise Kielhorn (2004) in seiner Anwendung auf Laufkäfer durch Dominanzwerte ersetzt. Da Abundanzen wie Dominanzen aber bei der Fauna jährlichen Schwankungen unterliegen (und dies wohl meist stärker als bei der Flora, u.a. wohl aufgrund des Fehlens mehrjähriger Überdauerungsorgane), erscheinen die Voraussetzungen für die Anwendung dieses Verfahrens im Bereich der faunistischen Analyse weniger oder sogar überhaupt nicht gegeben zu sein. Hinzu kommen Bedenken wegen der Angemessenheit des Algorithmus, der Trennungen selbst dann grundsätzlich erzwingt (McCracken 1993), wenn die Unterschiede marginal bis inexistent sind (Dufrêne & Legendre 1997), und dies stets dichotom. Dufrêne & Legendre (1997) halten es hingegen für sinnvoll, nur soweit die Gruppen zu trennen, wie eine „Lücke im Ordinationsraum“ erkennbar ist (vgl. auch Austin 1985).

Verfahren wie TWINSPAN, die Grenzziehungen ggfs. erzwingen, können daher Klassifizierungsergebnisse erzeugen, die nur einen geringen Praxiswert haben, da die ggfs. auch erzwungenen Aufteilungen Arten zusammengruppieren, die auch im Lichte der Verhältnisse des Untersuchungsrahmens erkennbar wenig Gemeinsamkeiten haben (z.B. Luff et al. 1989, Walsh et al. 1993, Holmes et al. 1993a). Teilweise tritt das Phänomen auf, dass dieselben Arten an mehreren Stellen des dichotomen Baumes als Trennarten benannt werden, und darunter Arten sind, denen diese Eigenschaft in anderen Datensätzen ähnlicher Lebensräume erkennbar nicht zukommt. Die notwendige und letztlich nur gutachterlich mögliche Zuordnung der von TWINSPAN gebildeten Gruppen zu den bestehenden Kategorien von Lebensräumen (wie Pflanzengesellschaften oder Lebensraumtypen) oder ihren Ausprägungen bereitet vielfach Schwierigkeiten, und es bleiben meist „Sammelgruppen“ ohne Sinn-Zusammenhang zu Lebensräumen oder Lebensraum-Ausprägungen übrig (z.B. Holmes et al. 1993a), oder die Gruppierungen vereinen sogar über Lebensraum-Grenzen hinweg Arten zu Gruppen (z.B. Turin et al. 1991), mit zumindest für deren Bewertung fragwürdigem diagnostischem Wert.

Dufrêne & Legendre (1997) zufolge treten diese unbefriedigenden Ergebnisse v.a. „in heterogeneren Datensätzen“ auf, also bei „regulären Gradienten“. TWINSPAN funktioniert

nur bei Vorliegen „starker, die Datenstruktur dominierender Gradienten“ und kann andernfalls „daran scheitern, schwächere sekundäre Gradienten oder andere Sorten von Strukturen in den Datensätzen zu identifizieren“ (Dufrêne & Legendre 1997). Auch sind die „Trennpunkte entlang der dominanten Achsen ziemlich willkürlich“ (Belbin & McDonald 1993 nach Dufrêne & Legendre 1997). Ein weiterer Kritikpunkt am TWINSPAN-Verfahren ist der Vergleich relativer Abundanzen von Arten. Abundanzen sind aber schon wegen artindividueller Verhaltensunterschiede, die eine unterschiedliche Fängigkeit ergeben, allenfalls auf Artebene, d.h. intraspezifisch vergleichbar (Scheerpeltz 1968, Dufrêne & Legendre 1997).

Das dichotome Vorgehen des Algorithmus setzt voraus, dass die Arten in ihrer Beziehung zu den Lebensräumen (Probeflächen) hierarchisch gegliedert sind, und ist daher für komplexere Art-Habitat-Beziehungen (u.a. mit breiten Übergängen und „mehnteiligen Nischen“ bzw. „mehrgipfeligem“ Auftreten stenöker Arten, Equihua 1990) nicht geeignet. „Datensätze mit kontinuierlicher statt disjunkter Variation“, die in der Natur eher die Regel als die Ausnahme sind (s.o., Gleason 1926, Goodall 1954) sind für „klassische Klassifikationsalgorithmen wie TWINSPAN nicht geeignet, da sie effektiv hartes Trennen (Partitionieren) auf nicht-getrennte Daten zwingen“ (McCracken 1993).

Der TWINSPAN-Algorithmus fällt über die Zuordnung von Arten zu den vom Algorithmus gebildeten Gruppen also „harte“ Entscheidungen, indem er die Arten entweder der einen oder der anderen Gruppe zuordnet. Da erkannt wurde, dass die Beziehung der Arten zu den definierten Lebensraumtypen in der Regel nicht derart schroff und starr ist, sondern Arten zwar bestimmte Lebensraumtypen präferieren, in anderen aber deswegen nicht völlig fehlen müssen, wurde das alternative Verfahren des „**Fuzzy Clustering**“ (Equihua 1990, McCracken 1994) entwickelt. In diesem werden Arten nicht nur einer Einheit zugeordnet, sondern können jeweils mit einem Wert zwischen 0 und 1 mehreren Gruppen zugehören. Dieses Verfahren ist daher für ein aus zahlreichen Übergängen bestehendes Bild der Artenverteilung über die (kategorisierten) Lebensräume angemessener, auch wenn die - mehr oder weniger willkürliche - Festlegung von Schwellen für die Zuordnung zu Clustern es letztlich doch wieder zu einem kategorisierenden und damit trennenden Verfahren macht (Equihua 1990).

Multivariate Methoden sollten nicht primär als Verfahren der „Zönoseabgrenzung“ (Kratochwil & Schwabe 2001), sondern als Techniken der explorativen Datenanalyse verstanden werden, die Muster (Trends, Cluster oder Außenlieger) in einem multivariaten Datensatz suchen. Das „Ziel ist, Hypothesen zu generieren und/oder komplexe Daten in weniger Dimensionen zusammenzufassen“, auch wenn „nur wenige Ökologen zur Phase des Hypothesen-Testens fortschreiten“ (Austin 1985).

In jüngerer Zeit ist das Verfahren der **Indicator Species Analysis** (ISA, Dufrêne & Legendre 1997, vgl. auch Methoden-Kapitel) in die Lücke eines Verfahrens mit statistischer Komponente und ohne Anforderungen an die Normalverteilung der Daten gestoßen und hat eine entsprechend sehr weite Verbreitung in diesem Bereich erlangt. Es verknüpft den Vorteil, auch auf bestehende Gruppen angewandt werden zu können (d.h. diese nicht erst selbst zu ermitteln), und die Ergebnisse verteilungsunabhängig einem statistischen Test (Monte-Carlo-Permutationstest) zu unterwerfen. Mossakowski & Dormann (2011) haben die ISA einer kritischen Überprüfung unterzogen und gelangen zu dem Ergebnis, dass die Ergebnisse stark vom eingeflossenen Datenmaterial abhängen und „eine konkrete Studie nie mehr als eine kleine Stichprobe der vollständigen Vielfalt darstellt.“ Bereits Mossakowski & Dormann (2011) halten es daher für notwendig, umfangreiche Daten auch weiterer Autoren/Datenquellen einzubeziehen.

Mossakowski & Dormann (2011) zufolge sind die Daten-Voraussetzungen für Clusteranalysen, wie sie beispielsweise der ISA zugrunde gelegt werden, wenn diese nicht wie in vorliegender Arbeit mit A-priori-Gruppen genutzt wird, oftmals mit Felddaten nicht gegeben, und raten daher von der Nutzung dieser Form des Verfahrens ab. Auch

beeinflussen sich bei dieser Anwendungsweise die Arten gegenseitig, indem sie bereits die Gruppenbildung beeinflussen, so dass sich kein unabhängiger IndVal für die einzelne Arten errechnet (Mossakowski & Dormann 2011), was hingegen bei A-priori-Gruppen wie vegetations- und standortkundlich definierten Habitattypen nicht der Fall ist. Bereits Dufrêne & Legendre (1997) sehen darin „verschiedene Vorteile, die Suche nach der Flächentypologie von der nach der Arten-Typologie und Indikatorwerten zu trennen.“

Die ISA soll als Methode so angewandt werden, dass die Beziehung der Arten zu den Lebensräumen auf unterschiedlich starken Aggregationsebenen getestet wird (Dufrêne & Legendre 1997), bei jeweils ausreichend abgebildeten Gradienten auf allen Seiten des Tests. Erst die Ebene höchsten Testwertes zeigt die wahre, stärkste Zeigereigenschaft der Art. Die ISA liefert auch dann Ergebnisse, wenn sie nicht auf diese Weise angewandt wird, doch sind diese Ergebnisse entsprechend eingeschränkt aussagefähig. Unterschiedliche Handhabung besteht in der Frage des höchsten Testwertes. Dufrêne & Legendre (1997) sehen den Optimalpunkt für einen Datenset dort erreicht, wo die Summe der Indikatorwerte (IndVal) über alle Arten am höchsten ist. Dem wird hier die Auffassung gegenübergestellt, dass der optimale Punkt sich für jede Art aus deren höchstem Indikatorwert bestimmt. Dies ist zumindest dann der Fall, wenn es nicht um das Ziel der Strukturierung der Arten-Probeflächen bzw. der Arten-Lebensraum-Einheiten-Matrix geht, sondern um die Bestimmung des Punktes in der Testreihe, der das Habitat der einzelnen Art am besten beschreibt.

Verschiedene Beispiele der Verprobung dieser Methode in vorliegender Arbeit zeigen, dass die ISA auch bei Arten nicht „anschlägt“, die eine starke Beziehung zum Habitat haben, aber nicht stetig genug auftreten, was daran liegt, dass die ISA auf dem Produkt aus Stetigkeit und Treue aufsetzt. Bei Arten mit „mehrgipeligem“ Auftreten heben sich z.T. je nach Testansatz zwei Vorkommensschwerpunkte „gegenseitig auf“ (s.o.), und es kann dann nur ein Test zum korrekten Ergebnis führen, der beide zu einem Konvolut vereint, selbst dann, wenn beide Einheiten vermeintlich wenig bzw. nur in bestimmter Hinsicht Gemeinsamkeiten haben.

Teilweise werden aber von der ISA auch Arten als „Indicator species“ identifiziert, oder weisen im Chi²-Test ihre höchsten Werte auf, wenn sie eine hohe Stetigkeit, aber nur eine sehr mäßige Treue haben. Dies tritt insbesondere dann auf, wenn eine Einheit nur durch relativ wenige Proben repräsentiert ist. Dies kann durchaus den Verhältnissen in der Natur entsprechen (d.h. von Natur aus seltene oder heute sehr selten erhalten gebliebene Habitate). Beispiele für die Kombination hoher Stetigkeit und geringer Treue sehr häufiger Arten in insgesamt seltenen Lebensräumen sind *Carabus problematicus* für Brandstandorte und *Abax parallelepipedus* für den Schneeheide-Kiefernwald. Diese Arten sind erkennbar keine „Indikator-Arten“ dieser Lebensräume, und ob diese Habitate eine zutreffende Beschreibung des Vorzugslebensraumes darstellen, bedarf jedenfalls der Überprüfung durch Literaturreferenzierung, und kann in den vorliegenden zwei Beispielen verneint werden.

Verschärfend kann hinzukommen, dass es sich gleichzeitig um arealbeschränkte Arten und zugleich nur regional verbreitete Habitattypen handelt, wie im Falle des nur im westlichen Bayern vorkommenden *Trichotichnus nitens* und des weitgehend nordwestbayerisch verbreiteten Querco-Tilietum. Allerdings kann natürlich die Parallelität der beschränkten Verbreitung durchaus in Gemeinsamkeiten der Ansprüche von Art und Lebensraum (z.B. atlantischem Klima, Kalk, o.ä.) begründet sein, doch bedarf auch dies einer Überprüfung auf Artefakte, wie das Beispiel von *Notiophilus rufipes* zeigt. Diese auf die wärmsten Teile Bayerns beschränkte Art ist nur vermeintlich ein Präferent von Eichen-Hainbuchenwäldern, weil jene zu den Laubwaldtypen der wärmsten Landesteile Nordwestbayerns gehören, kann aber tatsächlich auch ganz andere Laubwälder besiedeln (Müller-Kroehling et al. 2014a).

Das im Rahmen dieser Arbeit in Bezug auf die Fragestellung erprobte **Verfahren** unter Verwendung des **Chi²-Tests** basiert wie das ISA-Verfahren ebenfalls auf einer Testserie, um

sinnvoll interpretierbar zu sein. Der höchste Testwert zeigt die höchste Affinität und damit das Habitat an, das dem optimalen Lebensraum der Art am nächsten kommt. Auch dieses Verfahren setzt voraus, dass alle relevanten Lebensräume und -ausprägungen ausreichend repräsentiert sind. Lücken im auszuwertenden Datensatz müssen also auch hier durch zusätzliche Verfahrensschritte berücksichtigt werden. Eine entsprechende Überprüfung ist v.a. für alle Arten wie auch Habitats notwendig, die nur schwach repräsentiert sind oder eine deutliche regionale Einschränkung aufweisen. Das gilt selbst dann, wenn beides den Verhältnissen in der Natur entspricht.

Insgesamt ist das Chi²-Verfahren in der angewandten Form und für den hier gewählten Ansatz, die Fragestellung zu beantworten, wesentlich feiner nutzbar. Es liefert für die Art-Habitat-Beziehungen eine abgestufte Zahlenserie, statt „harte“ Entscheidungen über die „Zeigereigenschaft“ (Name!) einer Art zu treffen, die diese im Sinne einer Zeigerart, d.h. letztlich als „Charakterart“ für ein Habitat, aber eigentlich oft gar nicht hat.

Gleason (1926) und Ricklefs (2008) ist darin zu folgen, dass die Art bzw. im Falle einer räumlichen Betrachtung ihre Population in den Mittelpunkt der Betrachtungen zu stellen ist. Ihre Beziehung zu jeder Form vegetations- und standortkundlich vordefinierten Habitats entspricht wohl praktisch nie einer vollständigen Überdeckung mit jenem. In Bezug auf alle zu betrachtenden Habitatfaktoren ergibt sich vielmehr eine N-dimensionale Nische, die artindividuell ist. Zwar lässt sich eine Art in ihrem Auftreten in Bezug auf Treue und Stetigkeit zu definierten Lebensräumen in Bezug setzen, aber zur Beschreibung der Grenzen des Habitats sind diese Werte nur bedingt geeignet. Am ehesten lässt sich unter den typisierten Habitats jenes identifizieren, zu dem die höchste Affinität besteht, und nur dort, wo Habitats mit hoher und solche mit negativer Affinität aufeinandertreffen, finden sich wohl „harte“ Habitatgrenzen.

Das Beispiel von *Abax carinatus* als stenöker Waldart mit starkem Bezug zu einer Habitatgruppe soll das Vorgehen der Chi²-Testwerte erläutern und den Zusammenhang zu den Lebensräumen darstellen (Abb. 4.2.).

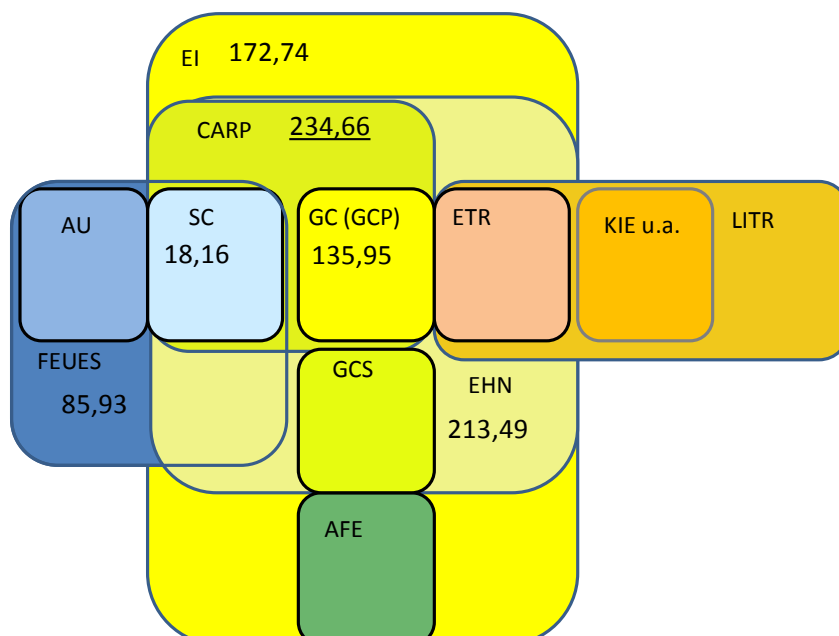


Abb. 4.2: Beziehung (Affinitäten) des *Abax carinatus* zu Lebensräumen; dargestellt sind signifikante Chi²-Testwerte; unterstrichen: höchster Testwert

Dargestellt sind Habitattypen der Eichen-Hainbuchen-Wälder, sowie weitere Habitattypen (Auwälder, Kiefernwälder), mit denen Eichenwald-Typen gemeinsame Konvolute bilden (vgl. Kap. 3.4.), im Falle der Kiefernwälder beispielsweise als „lichte, trockene Wälder“, die Kiefern- und Eichen-Trockenwälder einschließen. Für jede Einheit, zu der die Art im Chi²-

Test einen positiven Testwert erzielt und mithin eine Affinität hat, d.h. mehr als nur zufällig vorkommt, ist der Testwert in das entsprechende Feld eingetragen. Der höchste dieser Werte charakterisiert die Gruppe mit der überhaupt höchsten Affinität der Art und ist in dieser Abbildung unterstrichen.

Die Zusammenhänge stellen sich mithin für diese Art so dar, dass sie Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder (GC) und schwach auch die (kaum beprobten, da in Bayern seltenen) Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder (SC) präferiert, nicht aber Eichen-Trockenwälder (ETR) oder sekundäre Eichen-Hainbuchenwälder. Fasst man die GC mit Eichen-Trockenwäldern und sekundären Eichen-Hainbuchenwäldern zu „halbnatürlichen Eichenwäldern“ (EHN) zusammen (die Eichen-reiche Buchenwälder, AFE, beispielsweise nicht einschließen), so erhält man einen höheren Testwert. Die Präferenz für dieses Konvolut ist also höher, und noch höher ist sie, wenn statt der sekundären GC auch das SC einbezogen wird, also das Konvolut der natürlichen Eichen-Hainbuchenwald- bzw. Carpinion-Standorte (CARP), und hier ist auch der maximale Wert erreicht.

Der Chi²-Testwert spiegelt gleichzeitig die Treue (auf Basis der Individuenzahlen) und die Stetigkeit des Auftretens in der jeweiligen Einheit wider (Tab. 4.1.).

Tab. 4.1.: Stetigkeits- und Treue-Werte sowie Chi²-Testwerte für *Abax carinatus*, Habitatgruppe Eichenwälder, absteigend sortiert nach dem Chi²-Testwert. Die beiden rechten Spalten geben das Produkt aus Treue und Stetigkeit wieder.

Einheit	Stetigkeit (%)	Treue (%) auf Basis der Probestflächen	Treue (%) auf Basis der Individuen	Chi ² -Testwert (nur sign.)	Treue (Ind.) mal Stetigkeit (%)	Treue (PF) mal Stetigkeit (%)
CARP	51	56	80	234,6646	41	29
EHN	47	56	79	213,4914	37	26
EI	39	58	80	172,7338	31	23
GC	51	49	70	139,9553	36	25
LITR	23	72	81	113,8312	19	17
FEUES	21	63	83	85,9329	17	13
SC	50	5	9	18,1535	5	3
GCS	20	2	0	n.s.	0	0
AFE	0	0	0	n.s.	0	0
ETR	5	2	1	n.s.	0	0

Es wird ersichtlich, dass der Chi²-Testwert mit dem Produkt aus Stetigkeit und Treue stark korreliert ist (Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit der individuenbasierten Treue: 0,96; p=0,000227).

Artikel 1 der FFH-Richtlinie sieht die „charakteristischen Arten“ als eines der Bewertungsmerkmale von Lebensraumtypen vor, und entsprechend hat das Merkmal sowohl beim Management der Lebensräume, als auch bei Bewertungen von Eingriffen in diese, eine potenziell große Bedeutung, ja ist eigentlich ein obligates Merkmal. Trotzdem ist zu konstatieren und wird zu Recht beklagt (z.B. Barndt 2012), dass dies in der Praxis vielfach bisher nicht der Fall ist.

Einer der Gründe der nicht ausreichenden Berücksichtigung des Merkmals charakteristischer Arten ist zweifellos die Tatsache, dass es „offen“ angelegt ist, d.h. nicht einen festgelegten Satz von Arten umfasst. So sehr die Auswahl beispielsweise der Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie kritisiert worden ist (z.B. Müller-Motzfeld 2000), so sehr ist doch ihr praktischer Vorteil, dass es sich um ein festgelegtes Kollektiv handelt. Da es die Hauptaufgabe der Anhang II-Arten ist, für die Auswahl der FFH-Gebiete eine Rolle zu spielen, und für deren Gebietsmanagement die Lebensraumtypen des Anhanges I um zusätzliche qualitative Komponenten zu ergänzen (vgl. Müller-Kroehling et al. 2006), können (und sollten) letztlich auch diese Arten eher als „Leit-“, oder „Zielarten“ des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 als ein Versuch des selektiven Artenschutzes verstanden

werden (Müller-Motzfeld 2000). Es ist jedoch klar, dass mit den „charakteristischen Arten“ des Artikels 1 der Richtlinie nicht an erster Stelle die Arten der Anhänge dieser Richtlinie gemeint sind. (Allerdings erscheint es auch nicht zwingend, den Anhang-Arten (in diesem Fall *Carabus menetriesi pacholei* und *C. variolosus nodulosus*) die Eigenschaft als charakteristische Art eines Lebensraumtyps abzusprechen, nur weil sie zugleich im Anhang II gelistet sind.)

Es ist das Verdienst von Bernotat et al. (2007), Trautner (2010), Gürlich et al. (2011) und Barndt (2012), das Thema charakteristischer Arten aufgegriffen und für die Planungspraxis dessen stärkere Berücksichtigung eingefordert zu haben. Wiederholt wurde versucht, meist auf gutachterlichem Wege oder durch deskriptive Ableitungen aus einem bestimmten Untersuchungsraum, Listen charakteristischer Arten für bestimmte Lebensräume oder deren Zustände zu formulieren. Die Vorstellungen, was sich hinter diesem Merkmal verbirgt, sind offenbar vielfältig, und jedenfalls besteht darüber derzeit kein einheitliches, konzeptionelles Verständnis. Im Ergebnis ist Trautner (2010) beizupflichten, dass „aus fachlicher Sicht“ in manchen Handbüchern und Kartieranleitungen charakteristische Arten aufgelistet sind, für die diese Einstufung nicht gerechtfertigt erscheint, und dies unabhängig davon, wie eng oder weit man diese definiert.

Trautner (2010) argumentiert v.a. dahingehend, dass charakteristische Arten oftmals zu weit gefasst würden. Er plädiert dafür, darunter lediglich sehr treue Arten zu fassen, d.h. solche, die „einen ‚gewissen‘ bis ‚deutlichen‘ Vorkommensschwerpunkt im jeweiligen LRT“ haben, und mithin „der LRT zur Erhaltung ihrer Population einen wesentlichen Beitrag“ leiste oder sogar davon abhängen. Er fordert den „Ausschluss von Arten, bei denen es sich lediglich z.B. um ‚lebensraumholde‘ oder ‚stete Begleiter‘ mit insgesamt aber weitem Habitatspektrum handelt.“ Für letztere schränkt er allerdings ein, dass dies nur insoweit gelten solle, wie diese nicht „im besonderen Maße gefährdet und daher im Einzelfall auf den LRT angewiesen sind.“

Gürlich et al. (2011) und Barndt (2012) haben Trautners Ansatz aufgegriffen. Gürlich et al. (2011) postulieren eingangs, „dass sich die Lebensräume von Tierarten naturgemäß nicht immer ohne weiteres mit Biotoptypen oder Lebensraumtypen zur Deckung bringen“ lassen, und dass daher auch die von ihnen durchgeführte „Zuordnung zu den FFH-Lebensraumtypen mit gewissen Einschränkungen verbunden“ sei. Angesichts der großen Schwierigkeiten, solche Zuordnungen durchzuführen (s.u.), wie Gürlich et al. (2011) beispielsweise speziell für konkrete Wald-LRTen selbst einräumen, erscheint aber selbst diese Beschreibung der Machbarkeit einer direkten Zuordnung von Arten zu Lebensräumen zu optimistisch.

Gürlich et al. (2011) definieren als charakteristische Arten die „Charakterarten“, als Arten mit Begrenzung auf einen Lebensraumtyp oder eine „sehr eng begrenzte Gruppe von Lebensraumtypen“, sowie „wertgebenden Begleitarten, deren Habitatansprüche in mehreren Lebensraumtypen erfüllt sein können.“ Mit letzterem Ansatz begeben sie sich allerdings, ohne dies als solchen anzusprechen, zumindest in gewissem Umfang in Widerspruch zu Trautners (2010) Kernforderung, der ja gerade „lebensraumholde“ oder „stete Begleiter“ ausschließen möchte (so auch Gürlich et al. 2011). Gleichzeitig verletzen sie die eigene Regel, dass eine Art „ausgesprochen stenotop nur in einem bzw. einer sehr begrenzten Gruppe von Lebensräumen vorkommen“ dürfe, um als Charakterart zu gelten, indem sie manche der Arten sowohl als „Charakterarten (i.e.S.)“ als zugleich auch als „wertgebende Begleitarten“ für andere Lebensraumtypen aufführen. Ein Beispiel für diesen Widerspruch ist der sowohl für Hochmoore als „Charakterart“, und für Küsten-Salzwiesen sowie feuchte Dünentäler als „wertgebende Begleitart“ aufgeführte *Carabus clatratus*. Konsequenter Weise dürfte diese Art nicht als „Charakterart“ der Hochmoore geführt werden, und nach den Kriterien von Trautner (2010) wohl nicht einmal zwingend als charakteristische Art. Diese Art wird speziell für Schleswig-Holstein, auf das sich die Angaben von Gürlich et al. (2011) beziehen, von Irmeler & Gürlich (2004) als „typische Art des Hochmoorrandes (Lag)“ bezeichnet, die „aber auch in anderen Habitattypen, sogar im Grünland gefunden wurde“,

und erfüllt damit in den von Trautner (2010) vorgeschlagenen Regeln für die Auswahl charakteristischer Arten nicht die strengen Anforderungen an die Habitatbindung, sondern nur den „Zusatzpfad“ gefährdeter, steter Begleiter, den Steeck & Lau (2010) jedoch (wohl berechtigt) als Vermengung von Zielsystemen kritisieren.

Bradycellus ruficollis als Art sowohl der Sand- als auch der Hochmoor-Heiden, auch speziell in Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004), wird in der Tabelle als „Charakterart“ sowohl für *Calluna*-Heiden als auch *Erica*-Heiden aufgeführt, was in Einklang mit der von Gürlich et al. (2011) aufgestellten Regel ist, dass eine „Charakterart i.e.S.“ nur in „einem oder einer sehr begrenzten Gruppe von Lebensraumtypen“ vorkommen solle. Diese Einstufung leitet zum hier verfolgten Ansatz über, dass Arten auch für bestimmte Konvolute Charakterarten sein können, in diesem Fall eben jenem aus Sand- und Moorheiden.

Als weitere Anforderung an charakteristische Arten führen Gürlich et al. (2011) eine „enge Bindung an eine bestimmte ökologische Eigenschaft“ an, verfolgen diesen Pfad in den weiteren Ausführungen in den Tabellen aber nur innerhalb des eng gefassten Rahmens sehr treuer Arten, d.h. machen diese Anforderung nicht zum selbständigen Einstufungsmerkmal.

Insgesamt erfolgt im Resultat der genannten Regeln die (gutachterliche) Zuordnung der Arten zu einer der beiden Kategorien durch Gürlich et al. (2011) überwiegend (sehr) restriktiv, da die Anforderungen an Charakterarten gestellt werden, so dass zahlreiche stenöke Arten nicht als charakteristische Arten eingewertet werden. Auch die Aufnahme „extrem seltener“ (sowie verschollener) Arten in dieser Kategorie wurde von Gürlich et al. (2011) „nach Möglichkeit vermieden.“ Ein solches Beispiel ist wohl der als ausgestorben geführte *Callistenes reticulatus*, eine hochgradig stenöke Art lichter Kiefernheiden (vgl. Anlage A.5.). Auch *Pterostichus quadrifoveolatus*, obwohl von Irmeler & Gürlich (2004) ebenfalls als Art „lichter Kiefernwälder“ beschrieben, ist weder als Charakterart noch als „wertgebender Begleiter“ aufgeführt. Andere Arten, wie *Cicindela sylvatica*, sind nur für *Calluna*-Heiden geführt, nicht aber für lichte Kiefernwälder, obwohl auch diese einen wichtigen Lebensraum auch in Schleswig-Holstein darstellen (Irmeler & Gürlich 2004). Diese ausgewählten Beispiele aus dem Kontext der Heiden, Hochmoore und lichten Kiefernwälder können illustrieren, dass die Zuordnungen zu den gewählten Kategorien selbst für schleswig-holsteinische Verhältnisse, auf die sie abstellen, keineswegs zwingend sind, sondern einen deutlich gutachterlichen Charakter tragen. Dieser wird dadurch verstärkt, dass die Einstufung ohne direkte Bezugnahme auf wissenschaftliche Auswertungen (wie etwa Irmeler & Gürlich 2004) oder gar einen nachvollziehbaren, konkreten Auswahl-Algorithmus erfolgt.

Auch Barndt (2012) macht sich Trautners Forderungen dahingehend zu eigen, dass er hochstete, aber nicht sehr treue Arten nicht als charakteristische Arten zulassen möchte. Seine Untersuchungen Brandenburger Zwischenmoore sehen sich mit der Situation konfrontiert, dass die höchstgradig an solche Armmoore gebundenen Laufkäfer-Arten in manchen der Moore nicht vorkommen, trotz eines derzeit günstigen hydrologischen und trophischen Zustandes. Grund hierfür ist wohl die rezente Entwicklungsgeschichte der Biotope, die sich nach Austrocknung durch Grundwasserabsenkung erst regenerieren mussten (Barndt 2012). Es könnte insofern argumentiert werden, dass eben exakt dies durch die vorgefundene Artenausstattung charakterisiert wird. Am Beispiel des Torfmoos-Schnabelried-Schwingmoores „Butzener Bagen“ (S.32 bei Barndt 2012) ist es das dominante Auftreten von *Pterostichus rhaeticus* und *P. diligens*, bei insgesamt artenarmer Ausstattung an Laufkäfern, die den aktuellen Zustand dieses Moores kennzeichnen, und weniger das mutmaßlich „wertgebende“ Vorkommen von *Carabus arvensis*. Alle insgesamt nur fünf vorkommenden Arten charakterisieren den aktuellen Zustand: *P. diligens* und *P. rhaeticus* dominieren, und zeigen dadurch den aktuell günstigen hydrologischen Zustand an. Daneben treten in geringerer Abundanz auch *P. nigrita* und *Poecilus cupreus* auf, die als Anzeichen für eine mineralische Beeinflussung und somit (je nach Trophie und Wasserregime) ggfs. einer trophischen Störung aufgefasst werden können, sowie *Carabus arvensis*, der sehr gut

mit dem lichten Waldkiefern-Moorwald der Umgebung in Verbindung stehen könnte, aber in Bezug auf die Hydrologie eher für eine gewisse oberflächliche Austrocknung spricht. Obwohl *Pterostichus diligens* und *P. rhaeticus* hochstete, und auch treue Bewohner von Armmooren sind, ist ihre Einstufung in Bezug auf die Habitatbeziehung in der Literatur überaus uneinheitlich. Vielfach werden sie aufgrund der Tatsache, dass sie nicht ausschließlich in (Hoch)mooren vorkommen, weder als tyrphobiont noch als tyrphophil eingestuft (z.B. Horion & Hoch 1954, Kleinsteuber 1969). Sie gelten vielmehr überwiegend bestenfalls als tyrphophil, da sie eben nicht an Hochmoorstandorte gebunden sind, sondern in geringerer Stetigkeit und Dominanz auch in anderen Lebensräumen auftreten. Hieraus wird z.T. sogar auch der Schluss gezogen, sie seien für Hochmoore als Störungszeiger zu werten bzw. keine für Hochmoore typische Arten, zumindest dann, wenn sie dominant auftreten. Das Auftreten in unberührten nordischen und osteuropäischen Mooren (s.u.) sowie in fossilen Moorschichten (z.B. Koponen & Nuorteva 1973) zeigt jedoch zweifelsfrei, dass beide Arten der natürlichen Ausstattung intakter Armmoore in erheblichem Maße angehören.

Barndt (2012) bezeichnet *P. diligens* und *P. rhaeticus* als „säuretolerante Nassarten“, die „in oligo-/mesotrophen Zwischenmooren hochstet und dominant auftreten“ und „auf naturnahen Schwingrasen in Brandenburg oft die einzigen Laufkäferarten sind.“ Er beschreibt damit eine charakteristische Artenausstattung dieser Armmoore, und es könnte aus seinen Beschreibungen durchaus abgeleitet werden, dass das Auftreten dieser Arten für dieses Moor, seinen aktuellen Zustand und seine rezente Entwicklungsgeschichte charakteristisch ist, ebenso wie das wegen fehlender Habitattradition nicht gegebene Auftreten hochsteter, an Hoch- und Übergangsmoore gebundener, ausbreitungsschwacher und insofern relikitär verbreiteter Arten wie *Agonum ericeti*. Jansens (1998) Vergleich umfangreicher Aktivitätsdichte-Daten in verschiedenen stark veränderten Hochmooren aus verschiedenen Gebieten und Erhebungen zeigt klar, dass selbst *Agonum ericeti* als in ihrem ganzen Areal tyrphobiont und allseits als Charakterart der Hochmoore anerkannte Charakterart (vgl. ausführlich in der Anlage A5) sich weder quantitativ noch qualitativ ohne weiteres als „Intaktheitszeiger“ einer Probestelle eignet. Stirbt diese Art aus, kann sie isolierte Habitate jedoch nur schwerlich wieder besiedeln (de Vries 1996a). Die beiden genannten, in Mooren häufigen *Pterostichus*-Arten sind jedoch in Bezug auf den aktuellen Zustand möglicherweise anspruchsvoller (Barndt: „Nassarten“), da empfindlicher gegenüber trockenen Verheidungsphasen von Hochmooren als jene Art und insofern auch nicht zwingend weniger geeignet als „charakteristische Arten“, wenn es um die Charakterisierung des hydrologischen Zustandes geht.

Trautner (2010) sieht als weitere Anforderung an charakteristische Arten vor, dass der Lebensraum „einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt ihrer Population leisten“ müsse, bzw. diese sogar an den Erhalt des jeweiligen Lebensraumtyps gebunden sein müsse.“ Hiermit werden jedoch der Schutz der Arten selbst und ihre Eigenschaft als charakteristische Art für Lebensraumtypen vermischt, denn es geht beim Konzept der charakteristischen Arten nicht vorrangig um den Erhalt der charakteristischen Arten bzw. deren Populationen, sondern darum, was diese über den Lebensraum aussagen, bzw. welche (Schlüssel)merkmale des Lebensraumes sie durch ihr Vorkommen anzeigen. Folgte man Trautner (2010) in dieser Forderung, so würde man die charakteristischen Arten gleichsam zu eigenen Schutzgütern vergleichbar den Anhang-Arten machen, und es kann ausgeschlossen werden, dass dies die Intention der FFH-Richtlinie ist.

Eine weitere Forderung von Gürlich et al. (2011) ist, dass die betreffende Art nicht auch „in stark überprägten Standorten stetig vorkommen“ dürfe, um als „charakteristische Art“ gelten zu können. Dies ist in verschiedener Hinsicht zu hinterfragen. Es verbindet die Bindung einer Art an einen Lebensraum und somit zönotische Aspekte mit einer umfassenden Empfindlichkeit gegenüber praktisch allen Faktoren, die in dem Lebensraum gestört sein können. Eine solche Art muss mithin an alle prägenden Faktoren des Lebensraumtyps gleichzeitig gebunden sein, um „charakteristisch“ für den Lebensraum sein zu können. Vowinkel (1996) kommt beispielsweise zu einem negativen Ergebnis bei dem Versuch,

Laufkäfer als Indikatoren für die Nutzungsintensität des Grünlandes zu nutzen, obwohl sie regional recht eng beispielsweise an ein bestimmtes hydrologisches Regime im Grünland gebunden sein können (Tietze 1973).

Diese von Gürlich et al. (2011) erhobene Forderung, eine charakteristische Art müsse nicht nur den Lebensraum eng gebunden sein, sondern auch in beeinträchtigten Varianten fehlen, würde in der Konsequenz bedeuten, dass selbst viele der Arten, die enge Bindungen an Lebensräume aufweisen, nicht als deren charakteristische Arten aufgefasst werden könnten, und dies, obwohl sie hochgradig diagnostische Eigenschaften besitzen. Die Problematik dieser Forderung kann am Beispiel von *Bembidion humerale* aufgezeigt werden, der von Gürlich et al. (2011) als „Charakterart“ der Hochmoore und der *Erica*-Heiden eingestuft wird, in Bezug auf Hochmoore in Einklang mit der Einstufung von Irmeler & Gürlich (2004). Die Art charakterisiert jedoch sowohl in Nord- als auch in Süddeutschland trotz gelegentlicher Vorkommen in intakten Hochmooren v.a. abgetorfte Moore, Rohboden-reiche Störstellen in Mooren u.ä. (vgl. Anlage A5 und Diskussion bei Jansen (1998)). Sie wurde in vielen Mooren ausschließlich in diesem Kontext gefunden, so beispielsweise auch in den Rhönmooren, wo sie nur im Roten Moor als einzigem der Hochmoore mit einer Abtorfungsgeschichte gefunden wurde (Frisch & Müller-Kroehling 2012). Gleichzeitig ist es Bräunicke & Reck (1997) zufolge im Wurzacher Ried von allen der dort vorkommenden, stenöken Moorbewohner sogar die am stärksten gefährdete Art. Es steht weitgehend außer Zweifel, dass es sich um eine charakteristische Art der Hochmoore handelt, indes besiedelt die Art meist eher zumindest mäßig gestörte Teilflächen innerhalb der Moore, und nicht, wie von Gürlich et al. (2011) gefordert, ausschließlich intakte.

Ähnlich ist es mit *Agonum ericeti* (s.o.), der sicher als charakteristische Art im Sinne von Trautner (2010) und Gürlich et al. (2011) verstanden werden darf, und von letzteren auch als Charakterart der Hochmoore und der *Erica*-Feuchtheiden bezeichnet wird, nachdem Hochmoore auch nach Irmeler & Gürlich (2004) „in allen Hochmoorstadien“ der Lebensraum dieser Art sind. Allerdings zeigt schon die Zuweisung als Charakterart ebenfalls für *Erica*-Heiden und nicht nur für Hochmoore, dass die Art nach zahlreichen Quellen eben nicht nur intakte Hochmoore besiedelt, sondern auch mäßig bis stark vorgeschädigte, da entwässerte und verheidete (vgl. Anlage A.5.). Die Forderung, die Art dürfte in geschädigten Varianten nicht auftreten, ist hier somit selbst bei einer so eindeutig als Charakterart und von zahlreichen Werken als Charakter-, charakteristischer bzw. typischer oder Leit-Art der Hochmoore bezeichneten oder dargestellten Art (z.B. Gerken 1983, Burmeister 1990) nicht erfüllt. Dennoch trägt sie beide Bezeichnungen zu Recht: sie kennzeichnet Armmoore mit Habitattradition gegenüber anderen Mooren und ist insofern deren Charakterart (Mossakowski 1970b), die zu wesentlichen Habitateigenschaften in Bezug auf den Chemismus bzw. Trophie, konkret den pH-Wert (Paje & Mossakowski 1984) sowie Habitattradition des Gebietes (de Vries 1996a) eine starke Beziehung besitzt, ist also für diese Eigenschaften des Lebensraumes eine charakteristische Art.

Der Begriff „wertgebende Begleitart“ bei Gürlich et al. (2011) bzw. der „Seitenpfad“ charakteristischer Arten über deren Gefährdung bei Trautner (2010), stellen wertende, an der Seltenheit bzw. Gefährdung der Art selbst ansetzende Merkmale dar. Letzteres wird von Steeck & Lau (2010) als inkonsequent kritisiert, da hierbei Aspekte des Arten- mit solchen des Lebensraumtypen-Schutzes vermischt würden. Der Ansatz erscheint legitim, wenn die Art mit Schlüsselfaktoren des Lebensraumes, oder allgemein anerkannten Wertmerkmalen der Lebensräume, wie Habitattradition, Großräumigkeit usw. in einem Zusammenhang steht, und demnach ein Bezug der Gefährdung zu konkreten Wirkfaktoren oder auch eine Kombination derselben besteht. Für die Eigenschaft „selten und gefährdet“ kann es jedoch sehr verschiedene Ursachen geben, die nicht mit Wirkpfad-relevanten Eigenschaften des Lebensraumes in einem Sinnzusammenhang stehen müssen. Auch für das Merkmal „wertgebend“ können Faktoren wie die „faunistische Besonderheit“ (Seltenheit in einer Region) o.ä. Merkmale ohne direkten Bezug zum Charakter des Lebensraumes eine Rolle spielen. Die Arten, die auf diesem Wege zu „charakteristischen Arten“ würden, können aber

sogar eher Störungszeiger dieses Lebensraumes sein. Gürlich et al. (2011) bezeichnen beispielsweise *Cicindela campestris* und *Carabus arvensis* als „wertgebende Begleitarten“ u.a. von Hochmooren (und *C. arvensis* gleichzeitig als solche für *Calluna*-Heiden und Laubwälder). Das muss hinterfragt werden, da beide Arten nicht nur in Bayern, sondern auch in Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004) v.a. oberflächlich trockene, da entwässerte, oder aber verheidete Hochmoore besiedeln und daher gerade keine „wertgebenden“ Arten, sondern in gewisser Hinsicht - je nach Fragestellung und untersuchtem Lebensraum im Hochmoor - Störungs- bzw. Degradierungszeiger darstellen (Jansen 1998).

Trautner (2010) fordert, den Wirkpfad-Bezug der prüfungsrelevanten charakteristischen Arten nur auf jene Arten anzuwenden, für die die enge Prüfung ergeben hat, dass sie als charakteristische Art im Trautnerschen Sinne und somit als Charakterart gelten können. Legte man die Kriterien von Trautner (2010) und Gürlich et al. (2011) streng aus, fiel selbst *Agonum ericeti* nicht darunter.

Auch der Bezug zu Wirkpfaden lässt eine Schwierigkeit bei der Klassifizierung von Arten erkennen. Mossakowski (1978) hat in seinem Essay über „so genannte gute Moorarten“ darauf hingewiesen, dass viele der Hochmoor-Arten bevorzugt in (streng genommen) Übergangsmoor-artigen oder doch zumindest nicht ganz rein ombrotrophen Lebensräumen am Rand des eigentlichen Hochmoores vorkommen. Er betont, dass solche Arten (wie wohl *Epaphius rivularis* und *Agonum hypocrita* sie darstellen) dennoch „gute Moorarten“, d.h. echte Moorbewohner sind, die richtig angewandt zweifellos als charakteristische Arten von Mooren und Moorlebensräumen gelten können.

Epaphius rivularis wird von Gürlich et al. (2011) als „wertgebende Begleitart“ der Hoch- und der Niedermoore aufgelistet, wobei erstere die Übergangsmoore beinhalten. Irmeler & Gürlich (2004) sehen den Schwerpunkt im „bewaldeten Randbereich der Hochmoore“, von wo sie auch in das benachbarte Grünland ausstrahlen. Barndt (2012) bezeichnet sie als „charakteristische Art der Zwischenmoore im Sinne der FFH-Verträglichkeitsprüfung.“ Mithin besteht im Kontext der Armmoore durchaus eine unterschiedliche Einwertung des speziellen Vorzugslebensraumes (Hoch, Übergangs- oder Niedermoor? Wald oder Offenland, oder Übergang?). Das Vorkommen der Art in einem untersuchten Lebensraum wird dennoch konsensual positiv zu bewerten sein, auch wenn die Zeigereigenschaft sowohl in Bezug auf die Trophie als auch die Beschirmung durchaus Gegenstand differenzierter Interpretation sein kann. So könnte eine Anreicherung mit Mineralbodenwasser die Art am Rand eines sehr armen, sauren Hochmoores möglicherweise sogar fördern, ihr verstärktes Auftreten wäre dann aber nicht zwingend als Renaturierungserfolg zu werten, sondern als Zeichen einer Störung der ursprünglichen, sehr sauren, elektrolytarmen Wasserbeschaffenheit (vgl. Platen 1989, Platen 1991, Barndt 2012). Noch schwieriger interpretierbar ist zweifellos das Fehlen einer solchen Art, wenn unklar ist, ob ihr Vorzugslebensraum überhaupt vorhanden ist, und was für das Fehlen ursächlich ist, der aktuelle Zustand des Gebietes oder die fehlende „Spenderpopulation“ bzw. abgerissene Habitattradition. Die Habitatbeschreibung „Hochmoor“ kann für eine Art wie *E. rivularis* wie dargestellt zumindest im regionalen Kontext in Bezug auf die Frage der Erwartbarkeit bereits zu grob sein.

Manche Arten weisen nur regional eine Moorbinding auf, da in diesen Regionen (z.B. solchen eher milden Klimata) die mikroklimatischen Bedingungen für ihr Vorkommen nur in Mooren realisiert sind (z.B. Horion & Hoch 1954), und sind in diesen Regionen sinnvollerweise auch „charakteristische Arten“ der Moore, weil ihr Vorkommen in anderen Lebensräumen anderer Regionen für diese Fragestellung irrelevant ist. Manche Arten, deren Verbreitung heute an Moor-Lebensräume (weitgehend oder vollständig) gebunden zu sein scheint, sind hingegen in Wirklichkeit nur „Kulturflüchter“, deren Lebensräume außerhalb der Moore durch intensive Landnutzung zerstört und verschwunden sind, sind aber eigentlich nicht an Moore gebunden (Spitzer & Danks 2006), und der von Barndt (2012) erwähnte *Carabus arvensis* fiel wohl in vielen Regionen in diese Kategorie.

Die Forderungen nach hochgradiger Treue verbunden mit ebensolcher Stetigkeit im Lebensraum, sind (wie bereits bei der Frage der Gemeinschaften erläutert) gegenläufig, d.h. stehen in einem inhärenten Widerspruch zueinander. Eine Art, die mehr oder weniger stark an einen bestimmten Lebensraum gebunden ist, sieht sich in den meisten Fällen einer in Bezug auf ihre Lebensraumsansprüche fragmentierten Landschaft gegenüber, in der der geeignete Lebensraum in eine Matrix aus Ungeeignetem eingebettet ist. Hieraus ergeben sich erhebliche Schwierigkeiten, den speziellen Lebensraum zu erreichen und ggfs. auch neu zu besiedeln, wenn beispielsweise die Habitattradition abgerissen ist, oder der Lebensraum ganz neu entstanden ist oder wiederhergestellt wurde, es sei denn, die Art wäre extrem ausbreitungsstark. Diese Eigenschaft trifft aber speziell auf viele Waldarten, die vielfach flugunfähig sind, nicht zu. Ausbreitungsstärke bedingt ferner fast zwangsläufig auch, dass Arten im Wege der Ausbreitung auch außerhalb ihres Lebensraumes gefunden werden. Barndt (2012) führt aus, das Fehlen der hochstenöken Arten der Hochmoore stelle „keinen Qualitätsmangel“ dar, da „gehölzfreie Sphagnummoore für Laufkäfer einen Extremlebensraum darstellen“, zumal die genannten, fehlenden Arten „aus Brandenburg bisher nur durch Einzelfunde bekannt“ seien. Hierin liegt wohl die eigentliche „Klux der charakteristischen Arten“, und nicht wie Trautner (2010) schreibt in der Problematik einer notwendigen Auswahl, denn die Notwendigkeit einer Auswahl ist an sich keine Klux im Sinne eines „Hakens“ oder „Pferdefußes“ (Duden). Die Klux liegt demnach vielmehr darin, dass eine zu enge Beschränkung charakteristischer Arten im Sinne von „Charakterarten“ zwei Dinge vermischt, nämlich ihr Vorkommen mehr oder weniger ausschließlich in bestimmten, typisierten Lebensräumen, was eigentlich eine Frage der Zönologie ist, und die Bindung von Arten an bestimmte Zustände, um die es im Artikel 1 der FFH-Richtlinie eigentlich geht. Die Artauswahl wird durch diese Verknüpfung so einschränkt, dass vielfach fast keine Art übrig bleibt, da die sehr wenigen extrem treuen und gleichzeitig nur in weitgehend intakten Lebensräumen auftretenden Arten meist nicht mit sehr hoher Stetigkeit zu erwarten sind, d.h. ihre Erwartbarkeit gering ist.

Trautner (1993) führt beispielhaft „charakteristische und wertgebende Laufkäferarten der Feuchtbiotope im westlichen Enzkreis“ auf. Darin sind zahlreiche Arten für mehrere der unterschiedenen Habitate aufgeführt, so *Carabus granulatus* für alle vier („Wald und Gebüschbiotope feuchter bis nasser Standorte“, „Schilfried-Biotop“, „Seggen- und Binsenwiesen-Biotop“, „Biotop der Feuchtwiesen und der feuchten Hochstaudenfluren (Wiesenbrachen)“).“ Als sehr hygrophile Art kann sie also demnach in allen vier Lebensräumen dieser Region charakteristisch sein. Nach den Regeln von Trautner (2010) und Gürlich et al. (2011) würde diese Art hingegen nicht als „charakteristische Art“ eingestuft.

Trautner (2010) stellt für den von ihm vorgeschlagenen, weiteren Schritt der Reduktion der möglichen charakteristischen Arten auf die „prüfungsrelevanten“ auf deren Beziehung zu den Wirkpfaden ab. Sein nachvollziehbarer und populärer Wunsch nach einer überschaubaren, anwendungsreifen Artenliste bedarf jedoch gar nicht der Reduktion der Arten auf Charakterarten. Bereits eine Beschränkung der Arten auf diejenigen mit einer Mindest-Stetigkeit auftretenden trennt „die Spreu vom Weizen“ und lässt jene Arten außen vor, die keinen starken Lebensraum-Bezug haben. Damit wäre der Forderung genüge getan, sich bei den charakteristischen Arten nicht in der „Unerschöpflichkeit der Artendiversität von LRT“ zu verlieren. Folgt man jedoch den Forderungen, die Trautner (2010) und Gürlich et al. (2011) an charakteristische Arten stellen, in der Absicht, die dafür in Frage kommenden Arten praxistauglich einzuschränken, läuft man Gefahr, letztlich das „Kind mit dem Bade auszuschütten“, da die genannten Bedingungen auch viele sehr geeignete und für die Fragestellung relevante Arten ausschließen würden.

D- Indikation und Bewertung

Charakteristische Arten stehen letztlich im Kontext der Indikation und Bewertung. Im folgenden Abschnitt sollen daher Überlegungen zu ihrer möglichen Rolle in diesem Zusammenhang angestellt werden.

U.a. Riecken (1997), Trautner & Aßmann (1998) und Reiter & Meitzner (2010) haben Übersichten über die Anwendung von Laufkäfern in der Indikation und Bewertung veröffentlicht. Oftmals werden Indikation und Bewertung nicht ausreichend voneinander getrennt (Zehlius-Eckert 1998). Während Indikation auf die nachgewiesene Zeigerfunktion einer Art für bestimmte Habitateigenschaften abstellt, kommt bei der Bewertung zwangsläufig eine wertende, und damit subjektive Komponente hinzu (Plachter 1994).

Laufkäfer können für bestimmte Habitatmerkmale **Indikatorfunktion** besitzen (Heydemann 1955, Riecken 1997, Trautner & Aßmann 1998). Indikator-Eigenschaft kommt Arten, speziell auch Laufkäfern zu, wenn sie mit bestimmten Umweltbedingungen verknüpft sind (Vowinkel 1996). Sofern es bei der Indikation um „einfache“ Sachverhalte wie die Ausprägung der Feuchtigkeit einer Fläche geht, erscheint eine Indikation auf den ersten Blick überflüssig (Vowinkel 1996), da eine direkte abiotische Messung des Faktors einfacher erscheint. Nicht übersehen darf dabei aber werden, dass die Feuchtigkeit im Jahreslauf erheblich schwanken kann, was dann bereits erheblich aufwändiger zu messen ist. Auch kann das Verhalten der Arten gerade bei „grenzwertigen Zuständen“ (z.B. „schon Wald oder noch Offenland“?) der Objektivierung gegenüber rein menschlichen Vorstellungen dienen, und ist insofern weder banal noch redundant.

Verschiedene Laufkäferarten besitzen Zeigereigenschaft für bestimmte Habitateigenschaften. Erprobt wurden diese wiederholt in Bezug auf die Feuchtigkeitsansprüche, bis hin zum Vorschlag von **Zeigerwertsystemen** (Alf 1990, Platen 1992, Stumpf 1997b, Riecken 1997, Sustek 2003). Das Merkmal verwendet fast stets Anteilswerte hygrophiler Arten (z.B. Raskin 2006). Denkbar wäre aber auch das Abstellen auf obligat an Überflutungen gebundene Arten als individueller Zeigerarten, statt sie rechnerisch zu den weniger spezifischen Arten in Relation zu setzen. Auch in intakten Au- und Bruchwäldern können schließlich regelmäßig unspezifische Arten wie *Pterostichus melanarius* oder *P. niger* in höheren Arten- und Individuenanteilen auftreten (vgl. Anlage A.5), so dass Anteilswerte überflutungstoleranter oder hygrophiler Arten problematisch sein können, und jedenfalls nicht annähernd von 100% solcher Arten oder Individuen als Referenzzustand auszugehen ist (s.o.).

Auch auf nassen oder sehr trockenen Flächen können in Bezug auf diesen Faktor wenig sensible Arten auftreten, und sind daher auch nicht per se Störungszeiger, da sie ja in Bezug auf diesen vielmehr relativ indifferent sind, und allenfalls, und dies auch mit relativ starken jährlichen Schwankungen (z.B. Vowinkel 1996), in Bezug auf die Abundanz auf unterschiedliche Feuchtigkeitsstufen reagieren. Rechnerische Indices auf Basis der Artanteile in Bezug auf einen bestimmten Faktoren können daher problematisch sein bzw. bedürfen eines zulässigen Maßstabes. Indices, die auf Abundanzen abstellen, stehen andererseits vor dem Problem der jahreszeitlichen Schwankungen derselben, ohne dass die Schwankungen mit dem betrachteten Faktor gekoppelt sein müssen.

Für andere Merkmale als die Bodenfeuchtigkeit, also beispielsweise den pH-Wert (Paje & Mossakowski (1984), gibt es deutlich weniger Anwendungsbeispiele. Denkbar sind jedoch verschiedene weitere Merkmale, wie beispielsweise in Sand-Habitaten der Anteil bzw. die Anzahl psammophiler Arten, oder der Anteil montaner Arten in höher gelegenen Habitaten.

In Bezug auf das Merkmal der **Habitatkontinuität** wurden Laufkäfer wiederholt angewandt (z.B. Aßmann 1994). Es nimmt meist Bezug auf Einzelarten, die allein schon durch ihr

Auftreten eine Habitattradition anzeigen, und also nicht zu den anderen vorkommenden Arten in ein zahlenmäßiges Verhältnis gesetzt werden müssen.

Das Merkmal der „**Urwaldreliktarten**“, das seit über 100 Jahren bei den Käfern eingeführt ist und v.a. auf xylobionte Käfer angewandt wird (Reitter 1908) stellt auf die Habitatkontinuität einschließlich der qualitativen Ausstattung ab. Sofern nur eine Bevorzugung von oder Bindung an Strukturen besteht, wie sie für Urwälder typisch sind (z.B. Mulmhöhlen, Uraltbäume, sehr hohe Totholzvorräte), es sich aber nicht um ausbreitungsschwache, relikitär verbreitete Arten handelt, sollte korrekteren Begriffen wie „Urwaldstrukturzeiger“ der Vorzug gegeben werden (vgl. Müller-Kroehling 2013c). Es sind durchaus auch einige Laufkäfer, die Habitatkontinuität naturnaher Bestockungen anzeigen und hohe Anforderungen an die Ausstattung mit Totholz haben, in diese Kategorie einzustufen (*Carabus irregularis*, *Pterostichus selmanni roubali*).

Durch Verrechnung und Inbezugsetzen zu Referenzsystemen oder Zielzuständen leitet die Indikation zur Bewertung über.

Bewertung ist an sich ein eine subjektive Komponente beinhaltender Vorgang. Weder ein Lebensraum noch eine Art hat objektiv gesehen einen Wert, der ihn von einem anderen Lebensraum oder einer Art inhärent unterscheidet (Plachter 1994). Allerdings sind Seltenheit (ursprüngliche, heutige) und weltweite Verbreitung zwei „harte“ Merkmale, die bei der Bewertung eine große Rolle spielen können, und einer Objektivierung bestimmter Wertentscheidungen dienen können.

Bei der Bewertung ist es wichtig, die Typusebene und die Objektebene deutlich zu trennen (Plachter 1994). Wertende Vergleiche verschiedener Typen auf Typus-Ebene sind für viele Fragestellungen nicht sinnvoll. Für die Objektebene muss der Referenz-Zustand regionalisiert werden, um einen brauchbaren Maßstab zu haben. So kann es für ein isoliertes Moor im Jura (z.B. Baehr 1987) sinnvoll sein, dessen Artenausstattung mit großen Voralpen-Moorgebieten zu vergleichen (etwa bei Prioritätensetzungen für den Moorschutz), aber für die Bewertung des aktuellen Zustandes würde diese Referenz zu falschen Schlüssen führen.

In der Anwendungspraxis wohl die verbreitetsten Bewertungsmerkmale sind Gefährdung und Seltenheit der Arten. Beide Verfahren nehmen keinen Bezug darauf, welchen Lebensraum-Bezug die vorkommenden Arten haben, so dass das Merkmal „gefährdet laut Roter Liste“ oder „selten“, ggfs. mit engerem Raumbezug (s.u.), wie ein abstraktes „Trait“ der Art gehandhabt wird.

Da **Rote Listen** gefährdeter Arten eingeführte Instrumente mit klaren, Normen darstellenden Einstufungen sind, werden sie in der Praxis wohl am häufigsten genutzt, wenn es um die Bewertung der Artausstattung eines Gebietes oder eine Fläche geht. Eine wichtige Voraussetzung für die Statthaftigkeit dieses Merkmals sind verlässliche, auf „harten Daten“ zur Verbreitung und zu den Bestandstrends und darauf aufsetzende Bewertungsalgorithmen (z.B. Ludwig et al. 2006). Diese neuerdings bei der Erstellung „Roter Listen“ angewandten Verfahren stoßen allerdings in Bezug auf die notwendige Datenqualität beispielsweise in Bezug auf die Bestandsentwicklung von Arten oftmals an Grenzen und bedürfen bzw. bedürften daher der korrigierenden Experteneinschätzung, die zuvor oftmals alleinige Grundlage der „Roten Listen“ war. Nachteile des Verfahrens sind u.a. die Tatsache, dass Gefährdungen oft auf großen Raumskalen bewertet werden, während regional die Situation von Seltenheit und Gefährdung und somit Schutzwürdigkeit von Arten deutlich anders zu bewerten sein kann. Diesem Umstand tragen die Regionalisierung von Roten Listen, oder aber zusätzliche Kategorien wie „landkreisbedeutsamen Arten“ der bayerischen „Arten- und Biotopschutz-Programm“-Landkreisbände Rechnung, allerdings auf noch begrenzterer Datengrundlage z.B. in Bezug auf eine Bestandsentwicklung.

Arten hoher Schutzverantwortung (Müller-Motzfeld et al. 2004, Huber & Marggi 2005, Gruttke 2010) sind eine sehr wichtige Ergänzung Roter Listen (Müller-Kroehling 2013a) und

können gerade für den Wald oftmals völlig andere Bewertungsergebnisse ergeben als jene, indem die Zahl gefährdeter Arten zwar geringer, die Zahl der Arten hoher Schutzverantwortung aber höher ist (z.B. Hohmann 2013).

Trautner (1996c) hat ein Bewertungsschema für die Bewertung von Laufkäfer-Vorkommen anhand der auftretenden gefährdeten Arten und Arten hoher Schutzverantwortung (v.a. Endemiten) vorgelegt, das Eingang in die Bewertungspraxis gefunden hat.

Rote Listen und Arten hoher Schutzverantwortung stellen die Arten als schutzwürdige Objekte selbst wertend in den Vordergrund. Als Bewertungsansatz in Bezug auf Habitattypen können die Zahlen, oder die Anteile von Arten beider Einstufungssysteme (Gefährdung, Verantwortung) verwendet werden, sagen aber allenfalls indirekt etwas über die Ausprägung des Lebensraumes aus. Dass weder Gefährdung und Seltenheit noch hohe Schutzverantwortung gleichbedeutend mit einem sehr konkreten Bezug der Art zu schützenswerten, konkreten Lebensraumtypen stehen müssen, kann durch das Beispiel von mitten in intensiven Agrarlandschaften an Kernkraftwerks- oder mitten in Großstädten an Fernseh-Türmen brütenden, sich von Haustauben ernährenden Wanderfalken (gefährdete Art), oder aber an von offenen Müllkippen und überfahrenen Tieren profitierenden Rotmilanen (Art hoher Schutzverantwortung) aufgezeigt werden, und soll hier nicht weiter vertieft werden. Seltene Arten und Arten hoher Schutzverantwortung müssen also nicht per se auch typisch für bestimmte schützenswerte oder selten gewordene Lebensräume sein.

Es ist denkbar und auch sinnvoll, den Beitrag bestimmter Lebensraumtypen daraufhin zu vergleichen, wie viele gefährdete, und wie viele Arten hoher Schutzverantwortung regelmäßig in diesem Typ vorkommen bzw. vorkommen können (für die Laufkäfer z.B. Müller-Kroehling 2001, Müller-Kroehling 2013a). Für die Bewertung konkreter Lebensraum-Ausschnitte wie Gebiete oder Einzelflächen sind diese Indices auch üblich, aber oft nur von beschränkter Aussagekraft.

Für die Bewertung konkreter Gebiete existiert in der Planungspraxis (oder oftmals als Vorschlag) eine unüberschaubare Vielfalt faunistischer Bewertungsindices (Plachter 1994, Scherner 1995). Diese haben vielfach eine zu hinterfragende rechnerische Grundlage, wie regelmäßig unzulässiger Weise die Verrechnung nichtkardinaler Merkmale (Scherner 1994). Auch bereits die inhaltlichen Bewertungsansätze entbehren oft einer hinreichend tragfähigen Grundlage, etwa, wenn es um rechnerische Maße geht, die Artenzahlen, oder die „Gleichverteilung“ der Arten in Bezug auf ihre Abundanz be- und verrechnen (Scherner 1994). **Artenzahlen und Diversitätsmaße** erfreuen sich für die Bewertung von Gebieten oder von Flächennutzungs-Varianten als (vermeintliche) Synonyme oder doch Weiser für die **Zielmerkmale „Artenvielfalt“ und „Biodiversität“** größter Beliebtheit. Aggregierte mathematische Kennzahlen eines Artenbestandes wie „Evenness“ oder „Diversität“ sind völlig abstrakte, und meist selbst im direkten Vergleich schwierig zu interpretierende Werte (Bengtsson 1998, Roß-Nickoll 1999). So kann das verstärkte und insofern dominante Auftreten einzelner, durchaus habitattypischer oder sogar seltener Arten wie *Carabus auratus* (und dies im Beispiel sogar trotz höherer Artenzahlen) dazu führen, dass die „Artendiversität deutlich niedriger ausfällt“ (Rebhahn 1992).

Die Artenzahl ist meist v.a. das Ergebnis des Störungsregimes (Erreichung eines Maximums bei mittlerem Störungsregime, vgl. „Intermediate Disturbance Hypothesis“), und müsste daher auch sehr zurückhaltend interpretiert werden (vgl. Müller-Kroehling 2013c). Richtig und im konkreten Referenzrahmen angewandt, kann die Artenzahl im direkten Vergleich durchaus wertvolle Hinweise liefern, v.a. in Kombination mit anderen Merkmalen wie den Anteilen bestimmter Anspruchstypen oder bestimmten Traits (z.B. Reiter & Meitzner 2010) oder als Merkmal für die Lebensraumvielfalt oder Vernetzung eines Gebietes. Auch Artenarmut kann, beispielsweise in sehr extremen Lebensräumen wie Hoch- und Übergangsmooren (vgl. Barndt 2012) oder Blockhalden (vgl. Caspari 1999a, Caspari 1999b), ein sinnhaftes, positiv zu bewertendes Merkmal sein (Reiter & Meitzner 2010).

Die entscheidende Frage bei der Bewertung eines Lebensraum-Ausschnittes ist wohl je nach Bewertungszweck in der Regel, wie typisch oder charakteristisch die faunistische Artausstattung ist. Diese Frage wird vielfach gleichgesetzt mit dem Anteil habitattypischer Arten.

Sehr häufig werden in ökologischen Gutachten die Arten in „**Anspruchsgruppen**“ wie „Waldarten“ versus „Offenlandarten“, „euryöke“ versus „stenöke“ Arten, „mesophile versus „hygrophile“ Arten eingeteilt (z.B. Riecken 1997) und so die verschiedenen Probestellen miteinander verglichen. Die Klassenbildungen basieren jedoch praktisch immer auf einer nicht näher bestimmten Zahl von Quellen und einer gutachterlichen Einschätzung des Bearbeiters, oder aber der Übernahme der Einschätzungen eines anderen Autors, oft aus einem ganz anderen Teil Deutschlands oder sogar Europas, ggfs. noch gutachterlich für den Bezugsraum modifiziert. Die sich daraus ergebende subjektive Komponente ist ein Nachteil des an sich „griffigen“ Verfahrens. Es ist v.a. im direkten Vergleich mehrerer Flächen in einem Gebiet, mehrerer Varianten eines Typus oder als echte Zeitreihe sinnvoll einsetzbar, während der Regionen-übergreifende Vergleich durch die Notwendigkeit der Regionalisierung der Ansprüche erschwert wird.

Speziell das **Merkmal „Waldart“** wird sehr unterschiedlich verwendet. Müller-Kroehling (2001, 2008a, 2013c) hat darauf hingewiesen, dass es eine klare Trennung von Wald- und Offenland-Arten selbst regional nicht gibt, und dass das Merkmal stets Fragestellung-bezogen betrachtet werden muss. Wenn es um Strategien der Landnutzung in einer Region geht, ist es durchaus belangvoll, welche Arten regelmäßig in Wäldern leben können, und seien dies auch nur ganz bestimmte Waldtypen oder Waldentwicklungsphasen, und nicht, welche Arten ausschließlich in Wäldern leben oder hier ihren Vorzugslebensraum im Vergleich zu offenen Kulturhabitaten haben. Auch diese Merkmale, v.a. das der obligaten Waldarten, kann jedoch je nach Bewertungsanlass ein sehr wichtiges Merkmal sein, beispielsweise, wenn es darum ginge, das letzte Waldgebiet zu roden oder zu zerschneiden, und die sich daraus ergebenden Auswirkungen auf die regionale Artenvielfalt zu bewerten.

Für Verfahren, die auf den **Anteilen von „Spezialisten“** (z.B. Irmeler 2006) aufsetzen, gilt ebenfalls, dass es sich um gutachterliche Klassen handelt, und das Ausmaß der Spezialisierung sich in Bezug auf mehrere Merkmale (Feuchtigkeit, Trophie, u.ä.) regional unterscheiden kann. Mehrere Autoren haben Verfahren vorgeschlagen, die auf **relativen Produktsummen artspezifischer „Habitatwerte“** aufsetzen, so als „Standorttypie-Index“ am Beispiel der Wirbellosen der Moore (Thiele & Berlin 2002) oder als „Floodplain-Index“ (Reichhoff & Zupke 2009) am Beispiel der Fische in Flussauen. Dabei wird der „Habitatwert“ meist gutachterlich auf einer ordinalen Skala zugewiesen, ggfs. noch modifiziert mit einem artspezifischen Faktor wie dem „Indikationsgewicht“ bei Reichhoff & Zupke 2009). Aus dem Durchschnitt der so errechneten Werte kann ein „Standorttypieindex“ (Thiele & Berlin 2002) bzw. „Floodplain-Index“ (Reichhoff & Zupke 2009) errechnet werden. An einer Bewertungsskala gemessen erlaubt dieser die Einordnung des Gebietes.

Paje & Mossakowski (1985), und beispielsweise darauf aufsetzend auch Huber et al. (1987) für Feuchtgebietsbewertung mit Laufkäfern, haben diesen Ansatz dahingehend erweitert, dass der „Artwert“ neben dem „Biotopanspruch“ als Maß für die Spezifität in Bezug auf die spezielle Habitatwahl noch die weiteren Faktoren der Besiedlungsdichte (in ordinalen Klassen) und der Häufigkeit verknüpft. Problematisch an diesem Verfahren erscheint, dass die Einstufungen, auf denen die Berechnungen basieren, letztlich gutachterlicher Natur sind, und auf ordinalen Skalen basieren, die eigentlich nicht Grundlage von Berechnungsverfahren sein dürfen (Schermer 1994). Das Einbeziehen der Seltenheit und der Abundanz bringt andere Bewertungsmerkmale zum Tragen, die nur indirekt etwas mit der Habitatspezifität zu tun haben. Auch diese wird nur gutachterlich eingeschätzt. Letztlich entstehen Bewertungszahlen abstrakter Natur und beschränkter Transparenz (Plachter 1994, Scherner 1994).

Diese auf dem Anteil bestimmter Gruppen basierenden Verfahren sind auch in Bezug auf die rechnerische Berücksichtigung vorkommender „ubiquitärer“ Arten zu hinterfragen, die den relativen Spezifitätsindex senken, obwohl sie möglicherweise lediglich den Einfluss (der womöglich artenreichen) Umgebung widerspiegeln. Sofern diese Arten nicht als Störungszeiger und Ausdruck der zu kleinen Flächengröße des Gebietes als „Randeffekt“ zu bewerten sind, kann hinterfragt werden, warum sie sich negativ auf das Bewertungsergebnis auswirken sollten, es sei denn man nähme an, dass ihr Vorkommen zu Konkurrenz-Effekten mit den besonders habitattypischen Arten führt. So ergibt eine artenarme Aufnahme von sieben hygrophilen Arten und drei „Ubiquisten“ einen höheren Feuchtgebietsarten-Anteil als zehn hygrophilen und zehn ubiquitären Arten, obwohl in zweitem Beispiel absolut gesehen mehr Arten und auch mehr Spezialisten nachgewiesen wurden.

Trautner (1996a) hat im „Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ die Laufkäfer nach „Haupt- und Nebenvorkommen“ typisierten Lebensräumen zugeordnet, mit einer gutachterlichen Zuordnung der Arten zu diesen Lebensräumen und diesen Kategorien (Haupt-, Nebenvorkommen). Darauf aufsetzend hat er eine „Auswahlliste typischer Waldarten“ vorgelegt, die Arten u.a. nach der Größe, aber auch nach Habitatbezug zum Wald (z.B. eine Gruppe mit Arten, die in Wäldern offenbar die Pionier-Komponente abbilden soll) zu Gruppen zusammenfasst. Die Bewertung sieht vor, dass aus jeder Gruppe eine Mindestanzahl vorkommender Arten im Gebiet gefunden werden muss, also beispielsweise mindestens 3 Großlaufkäfer der Gruppe „I“, und „davon zwei in höherer Individuenzahl.“ In den Gruppen sind z.T. sehr unterschiedlich stenöke und in sehr verschiedenen Natur- und Lebensräumen vorkommende Arten wie *Carabus sylvestris* und *C. monilis* zusammengefasst. Dieser Bewertungsansatz ist also in Bezug auf die Arten abstrakt und macht v.a. an der „Artenvielfalt“ (Artenzahl) und weniger an speziellen Arten und fast gar nicht an den zu bewertenden konkreten Lebensräumen oder dem Bewertungsanlass fest. Die Arten gehen nicht als Anteile, sondern als absolute Zahl der vorkommenden Arten der Gruppen in das Bewertungsergebnis ein. Dieser Bewertungsansatz setzt in Bezug auf die Gruppen-Zugehörigkeit sowohl auf Traits wie der Größe, als wohl auch auf bestimmten, teils groben Habitatpräferenzen auf, und vermittelt in dieser Hinsicht zum folgenden Ansatz.

Dieser betrachtet die Frage, wie habitattypisch die Artenausstattung ist, anhand bestimmter Art-Merkmale (**Traits**), die zwar nicht spezifisch, aber besonders typisch für den Lebensraum sind (Übersicht in Reiter & Meitzner 2010). Über ausgewählte Traits können die Arten eines Gebietes oder eines Lebensraumes in Beziehung zu bestimmten, Habitat-typischen Zuständen gesetzt und so verglichen und bewertet werden. Beispiele sind hohe Anteile von flugfähigen Arten und von Frühjahrsarten in intakten Auwäldern (Thiele 1977), von im Durchschnitt sehr großen Arten in reifen Wäldern (vgl. „Mean Individual Biomass“ (MIB)-Ansatz, Szyszko 1986b) oder von verschiedenen Ernährungstypen (z.B. mehr samenfressende oder auf Mischkost angewiesene Arten in offenen Lebensräumen, Zetto Brandmayr 1990, Honek et al. 2003). Einzelne, konkrete Arten spielen bei diesem Bewertungsansatz keine Rolle, es werden lediglich die summarischen Merkmalsausprägungen miteinander verglichen. Es handelt sich dennoch um einen denkbaren, wenn auch eher nur ergänzenden Aspekt des Bewertungsmerkmals „charakteristische Arten“, der dann sinnvoll ist, wenn solche Traits als zweifelsfrei charakteristisch für einen günstig ausgeprägten Lebensraum gelten können.

Arten hoher Ansprüche an ihren Lebensraum können als „Qualitätszeiger“ verwendet werden. Ein gerade im Waldbereich wiederholt vorgeschlagener Bewertungsansatz in diesem Kontext ist das Vorkommen, d.h. die Zahl oder der Anteil der „**Naturnähezeiger**“. Es handelt sich dabei um einen abstrakten Begriff, da es ein einheitliches Verständnis des Zielzustandes bzw. Wertmaßstabes „Naturnähe“ nicht gibt. Gemeinhin kann darunter aber ein Waldzustand mit erheblicher Beteiligung der standortsheimischen Baumarten, intakten Standortbedingungen, ausreichender Ausstattung mit strukturellen Schlüsselrequisiten wie Totholz und ausreichender Größe und Vernetzung (sowie je nach Definition auch

Habitattradition) verstanden werden. Das Bewertungsmerkmal verbindet somit recht verschiedene Merkmale zu einem aggregierten Maß.

Rauh (1993) hat für dieses Merkmal vier Klassen vorgeschlagen, die ebenfalls in unterschiedlichem Maße mehrere Komponenten vereinen: zunächst das Vorkommen ausschließlich in „standortgemäßen Laub- und Nadelwäldern“, und mithin Anforderungen an die Naturnähe der Bestockung, resultierend in Stufe 1 („schwacher Naturnähezeiger“). Kommt die Art darüber hinaus als qualitative Anforderung an die Beschaffenheit des Waldes nur in „älteren Laub- und Nadelwäldern mit ausreichendem Totholzangebot vor“, spricht Rauh (1993) von einem „starken Naturnähezeiger“ (Stufe 2), und bei Stufe 3 schließlich von einem „sehr starken Naturnähezeiger, Urwaldreliktart“, wenn die Art „nur in urständigen Wäldern vorkommt, die eine kontinuierliche Totholztradition und ausreichendes Nischenangebot auch für anspruchsvolle Arten aufweisen.“

Es ist problematisch, Arten pauschal als Naturnähezeiger zu bezeichnen, denn dann sollte ihnen diese Eigenschaft in jedem ihrer (Teil-)Lebensräume zukommen, in denen sie auftreten können. Beispielsweise ist eine als Naturnähezeiger in Laubwäldern (Buchen-, Eichen-Trockenwälder) aufzufassende Art wie *Carabus intricatus*, die auch in Kiefernforsten auf Buchenstandorten auftreten kann, in diesen sogar ein „Naturfernezeiger“, da sie ja letztlich durch ihr Vorkommen eher auf den ursprünglich anderen Bestockungstyp hinweist und in natürlichen Kiefernwäldern ganz fehlt.

Rauh (1993) vergibt für die von ihm aufgeführten Laufkäfer in einer Liste der Käferarten aus vier bayerischen Naturwaldreservaten maximal die Stufe 1. Unter den Arten der untersuchten Reservate sind beispielsweise *Carabus irregularis* (bei Rauh als fehldeterminierter *C. fabricii*), *Leistus piceus* und *Cychrus attenuatus*. Die Einstufung als allgemeiner, „starker Naturnähezeiger“ träfe wohl für *Leistus piceus* und *Carabus irregularis* auch zu, da sie sowohl in Schlucht- und bestimmten Buchenwäldern als auch in Fichten-Blockwäldern (letzteres in Mitteleuropa nur für *L. piceus*, in den Karpaten auch für *C. irregularis*) jeweils auf eine Habitattradition und naturnahen Charakter der Bestockung angewiesen sind (vgl. Anlage A.5.). Allerdings gilt dies nur außerhalb der Alpen, denn zumindest *C. irregularis* wurde im Alpenraum auch regelmäßig in Nadelforsten der Bergmischwaldstufe nachgewiesen (z.B. im Lärchenbestand der WKS „Berchtesgaden“, und bei Förster 1986, Förster 1987). Für *Cychrus attenuatus* kann die Einstufung als „Naturnähezeiger“ nicht gelten, da diese Art selbst außerhalb der Alpen sehr regelmäßig auch in Fichtenforsten festgestellt wurde (Stetigkeit 47%, im Gegensatz zu *Leistus piceus* mit Stetigkeit 2%), auch wenn er diese Eigenschaft regional möglicherweise durchaus hat (z.B. Förster 1988 mit einer Fallstudie im Frankenwald).

In Bayern außerhalb der Alpen können also, basierend auf den durchgeführten Tests, einige der Arten nach den Kriterien von Rauh (1993) als „Naturnähezeiger“ auch höherer Kategorien eingestuft werden. In die Kategorie 1 fallen verschiedene der Arten, auch solche, die Rauh (1993) nicht als solche eingestuft hat, und manche der von ihm in dieser Klasse aufgeführten Arten hingegen nicht. In die Kategorie 2 (starke Naturnähezeiger) fällt *Leistus piceus*, der tatsächlich eine Einstufung als allgemeiner Naturnähezeiger im Sinne Rauhs verdient, da diese Art nur in naturnahen Wäldern mit ausreichendem Totholzvorrat vorkommt bzw. zu einem solchen eine deutliche Affinität aufweist. Mindestens in diese Stufe oder die Stufe 3 gehört *C. irregularis*.

Das Merkmal des „Naturnähezeigers“ verknüpft Aspekte der Indikation (Habitattradition, Totholzvorrat, Beschränkung auf naturnahe Bestockungstypen) mit wertenden Aspekten, wenn diese Aspekte rechnerisch zu den von Rauh (1993) genannten Klassen vereint werden. Geht es um solche Merkmale, die letztlich an Faktorenkomplexen ansetzen, wie beispielsweise auch die „Intensität der Bewirtschaftung“ (z.B. Vowinkel 1996), ist eine eigentliche „Indikation“ bereits nicht mehr gegeben, das sich das Merkmal „Intensität“ auf

vielfältige Weise aus Nährstoffhaushalt, Bodenstruktur, Mikroklima, Vegetationsstruktur, Versteckplätzen usw. zusammensetzt, und auch bereits ein wertender Begriff ist.

Eine Berechnungsformel des „Valorization Index“ xylobionter Arten hat Rutkiewicz (2004) vorgeschlagen, bei der ein Diversitätsmaß mit der Wurzel aus dem Produkt von Altwaldreliktarten und seltenen Arten verrechnet wird. Seltenheit ist ein relativer Begriff und lässt daher sehr breite Einwertungsspielräume. Das Vorkommen von „Urwaldreliktarten“ oder „Altwaldstrukturzeigern“ usw. in Verhältnis zu den vorkommenden Arten zu setzen, erscheint problematisch, da dies auch von der Gesamtzahl vorkommender Arten abhängt, die wie dargestellt keineswegs biotopuntypisch sein müssen. Altwaldstrukturzeiger und ähnliche Merkmale sollten daher qualitativ gebraucht, oder als absolute Zahlen verglichen werden.

Ein eingeführtes Zeigerwertsystem, das für die Bewertung der Gewässergüte verwendet wird, ist der **Saprobieindex**. Er verknüpft Indikation mit einer Bewertung, indem er die Arten bezüglich ihrer Anforderungen an die Gewässergüte in eine Skala fasst. Diese basiert letztlich nicht nur auf den Präferenzen, sondern v.a. auf den Toleranzen der Arten gegenüber einer chemischen Belastung des Wassers. Ein vergleichbares, eingeführtes Merkmal für die Bewertung terrestrischer Lebensräume gibt es nicht, wohl auch, weil es bei der Bewertung der Belastung der Habitatqualität terrestrischer Ökosysteme nicht an erster Stelle um Umweltverschmutzung geht.

Zielart ist ein Begriff, der sehr unterschiedlich verwendet wird (Zehlius-Eckert 1998). Er sollte für einzelne oder auch mehrere Merkmale stehen, die es zu erreichen und durch das Vorkommen der Zielarten im Sinne einer Erfolgskontrolle anzuzeigen gilt; im Falle von kontrollierten Bränden beispielsweise pyrophile Arten, für Wiedervernässung von Feuchtlebensräumen (stark) hygrophile Arten, usw.

„Superindikatoren“ (Reiter & Meitzner 2010) oder Schirmarten mit hohem „Mitnahmeeffekt“ (Amler et al. 1999; der Begriff ist unglücklich, da er im allgemeinen Sprachgebrauch anders belegt ist) haben als Sonderfall der Zielart dann eine Berechtigung, wenn sie für mehrere, oder alle wesentlichen Schlüssel-Habitatmerkmale gemeinsam stehen und zugleich mit hoher Stetigkeit zu erwarten sind, denn nur dann können sie die Aufgabe auch erfüllen, durch ihr Auftreten wie auch ihr Fehlen indikatorisch wirksam zu werden. Die Anforderung an hohe Erwartbarkeit und gleichzeitig hohe Stenöзитät und Treue stehen einander jedoch wie dargestellt tendenziell entgegen; am ehesten sind sie von ausbreitungsstarken, sehr stenöken Arten zu erfüllen. Aber selbst ein teilweise flugfähiger Großlaufkäfer wie *Carabus clatratus* (Huk 1998, Huk 1999) erfüllt wegen eingeschränkter Ausbreitungsfähigkeit und nicht ganz strengem (s.o.) Habitatbezug die Voraussetzungen hierfür wohl nur teilweise.

Erfüllen mehrere Arten hoher Stenökität in bestimmten Habitattypen die Anforderungen an Charakterarten, so müssen sich dennoch die konkreten Ansprüche an das Habitat zwischen diesen Arten nicht decken, sondern können sich im Gegenteil sogar widersprechen (Amler et al. 1999 am Beispiel von Laufkäfern in Sandtrockenrasen). Das kann dazu führen, dass die ausgewählten Arten (je nach Ansatz als Charakterarten, Leitarten oder Zielarten bezeichnet) sich in vielen Fällen auf einer konkreten Fläche regelrecht ausschließen (Amler et al. 1999). Erst ihr gemeinsames Vorkommen auf der Bewertungsebene des Gebietes wäre dann ein besonders geeignetes Wertmerkmal (s.u.).

Zusammenfassend sind Bewertungsfragen in der derzeitigen Praxis bisher weder einheitlich noch zwingend gelöst worden. Nach diesem Überblick über gängige und vorgeschlagene Bewertungsansätze (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) sollen daher die **Anwendungsmöglichkeiten** der in dieser Arbeit identifizierten, charakteristischen Arten der verschiedenen Habitatkomplexe für Bewertungszwecke als „charakteristische Arten“ (in Sinn des Artikels 1 der FFH-Richtlinie) skizziert werden. Ziel dieser Anwendung wird in der Regel die planungsbezogene Bewertung einer Probefläche oder eines Gebietes, in Bezug auf die vorkommenden, aber auch der fehlenden charakteristischen Arten sein.

Da wie erwähnt jede Bewertung eine wertende, und damit subjektive Komponente hat (Plachter 1994), ist es erforderlich, den **Bewertungsanlass**, und das **Bewertungsziel** klar zu definieren. Ist das Ziel die Bewertung einer Maßnahme in Bezug auf bestimmte **Wirkpfade**, so können jene Arten, die zu den mit diesem Wirkpfad zusammenhängenden Merkmalen eine nachgewiesene Beziehung haben (eine Affinität, oder eine negative Beziehung), als charakteristisch für diesen Lebensraum und seine Ausprägung im Rahmen der Fragestellung gelten. Die Bewertung setzt in diesem Kontext auf der Indikation auf (s.o.). Für den Bezug zum Wasserhaushalt hat beispielsweise Raskin (2006) dies exemplarisch aufgezeigt.

Der Begriff „charakteristisch“ ist nicht abstrakt, sondern muss immer auf etwas bezogen sein. Eine Art kann also auch nie per se „charakteristisch“ sein, vielmehr muss sich diese Eigenschaft stets auf eines oder mehrere Merkmale beziehen. Dabei muß die Art aber in ihrer Beziehung zu einem Habitattyp oder in Bezug auf andere Merkmale desselben nicht zwangsläufig ebenfalls (streng) gebunden sein. Ein gutes Beispiel, um dies zu illustrieren, ist *Amara alpina*. Dabei handelt es sich nach Böcher (1989b) um eine Art, deren südliche Verbreitungsgrenze mit der polaren Grenze von Nadelbäumen übereinstimmt, wodurch sie zu einer der wenigen „echten arktischen Käferarten“ und zur „charakteristischen Art der echten Tundra“ wird. Auch wenn „das typische Habitat der Art in Skandinavien alpine und arktische Zwergstrauchheide mit *Empetrum*, *Betula nana*, *Arctostaphylos alpina* etc. ist, kommt sie doch ferner auch in armen Schotterhängen [„fell fields“] und grasigen Alpenweiden sowie in Schneetälchen mit *Salix herbacea* [usw.]“, und „wenig häufig und lokal in der Birkenzone der Berge sowie sehr selten in den offenen, höchsten Teilen der Nadelwaldzone“ vor, besiedelt also recht verschiedene Habitattypen. Aus der Beschreibung von Böcher (1989b) wird klar, dass die Art v.a. eine charakteristische Art für das arktische Klima ist, und der Bezug zu bestimmten, in ihrer Struktur recht unterschiedlichen Habitaten lediglich darin liegt, dass in diesen jenes Klima realisiert ist. Dennoch ist die Art in jedem dieser vegetations- und standortkundlich unterschiedenen Habitats, auch den nur „mit besiedelten“, eine geeignete charakteristische Art, und zwar für die in diesem Habitat realisierte Bedingung des konkreten Klimas, also bezogen auf eine Fragestellung bzw. ein bestimmtes Merkmal.

Fehlt hingegen ein Bezug zu einem Zielzustand, Referenzzustand oder bestimmten Ziel-Charakteristika, können Bewertungsmaße unplausible Ergebnisse liefern. Wird beispielsweise in einer ausgedehnten Feuchtwiesen-Landschaft, mit einer artenreichen Artenausstattung an Laufkäfern der Niedermoore und Feuchtwiesen (Universität Erlangen 1988), ein künstlicher Speichersee angelegt, so entstehen zwar einerseits allein schon durch die Anlage des Beckenbodens und seiner Dämme vielfältige „Pionierstandorte“. Und es kann erwartungsgemäß auch festgestellt werden, dass diese rasch und artenreich von entsprechenden, ausbreitungsstarken Rohboden- und Ufer-Pionieren unter den Laufkäfern besiedelt werden, darunter auch seltenen und gefährdeten Arten (Gerber & Plachter 1987). Doch erstens ist zu bezweifeln, dass diese solche Standortsbedingungen auf Dauer vorfinden werden, wenn der Seeboden geflutet und die Dämme begrünt sind, wie Gerber & Plachter (1987) auch selbst einwenden. Und zweitens sind weder die Zahl der Arten oder verschiedene Diversitätsmaße, noch die Zahl der „Spezialisten“, seltenen Arten oder gefährdeten Arten, die sich auf den neuen Habitats (zumindest temporär) einstellen, an erster Stelle geeignet, die Maßnahme zu bewerten. Da es sich um ein bedeutsames Feuchtwiesen-Gebiete handelt, muss zunächst gefragt werden, welche der in diesem Habitatkomplex vorkommenden Arten unter den neuen Bedingungen der geplanten Maßnahme werden überleben können, und welche nicht. Es bedarf also einer Bilanzierung, welcher Teil der schützenswerten, habitattypischen Komponente der regionalen Artenausstattung, der die zuvor dort vorhandenen Habitats nutzt, durch den Eingriff eine schlechtere regionale Überlebensprognose hat, d.h. mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit die Population stark geschädigt oder sogar zum Aussterben gebracht wird. Bezugsgröße für die Bewertung eines Eingriffs muss die (charakteristische) Artenausstattung des ursprünglichen Habitatkomplexes, in diesem Fall feuchter und nasser Grünländer und

Niedermoore sein. Es ist zwar durchaus denkbar, dass ein gewisser, je nach deren Ausgestaltung durchaus erheblicher Teil dieser Arten auch an (bestimmten) Uferstandorten überleben kann, doch bedürfte es für einen solchen, echten funktionellen Ausgleich in Bezug auf den konkreten Habitatkomplex anderer planerischer Überlegungen als eines reinen mathematischen Aufrechnens letztlich abstrakter Wertigkeiten.

Nach diesen allgemeinen Überlegungen über Indikation und Bewertung sollen zwei mögliche Anwendungen auf Basis erhobener Artenlisten unter Verwendung der Ergebnisse dieser Arbeit beispielhaft diskutiert werden.

Zwei grundsätzlich verschiedene Ansätze erscheinen denkbar, um zu bewerten, wie typisch die Artenausstattung einer konkreten Lokalität für den entsprechenden Habitattyp ist:

- Bewertung der angetroffenen Arten daraufhin, wie habitattypisch sie sind,
- Bewertung der Vollständigkeit des für den Habitattyp zu erwartenden Artinventars.

Im ersteren Fall ist die festgestellte Artenliste der Ausgangspunkt der Bewertung, im zweiten eine bereits feststehende (wenn auch für die Anwendung regionalisierte) Liste der charakteristischen Arten des Habitattyps. Beide Ansätze können auch kombiniert werden.

ad) Bewertung des angetroffenen Artbestandes auf Lebensraum-Typizität

Es ist denkbar, das Maß der Spezifität der angetroffenen Artenzusammensetzung einer Probestelle bzw. eines Gebietes dadurch zu beschreiben, dass die dort aufgetretenen Artabundanzen (oder auch: Arten) mit ihrem χ^2 -Affinitätswert für das konkrete Habitat gewichtet werden, und so der **durchschnittliche Affinitätswert** ermittelt wird, also die Berechnung eines Index aus dem **Anteil „lebensraumtypischer Arten“**. Auf diese Weise wird über Arten nicht eine „harte“ Entscheidung über die Zugehörigkeit zum Lebensraum oder ihre Spezifität gefällt, sondern der Ansatz der abgestuften Wert-Folgen der χ^2 -Testserien genutzt. Es ergibt sich ein Wert, der die Spezifität für den Lebensraum ausdrückt. Ähnlich wie der χ^2 -Wert selbst ist es ein Wert ohne feste Referenzskala.

Denkbar wäre auch, die Affinitätswerte der vorkommenden Arten zu addieren. Jede weitere, Habitat-spezifische Art würde zu einer Erhöhung des Wertes beitragen, ohne dass weniger habitatspezifische Arten den Wert schmälern. Dies würde der Tatsache Rechnung tragen, dass vielfach auch in sehr intakten Lebensräumen ein mehr oder weniger hoher Anteil der Arten von weit verbreiteten, wenig treuen bzw. spezifischen eingenommen wird (s.o.). Würde man nur jene als „lebensraumtypisch“ definieren, die ein hohes Maß an Treue aufweisen, so könnte ein hoher Prozentanteil dieser Arten in der Regel überhaupt nicht erwartet werden (weder auf Art-, noch auf Abundanz-Niveau).

Denkbar ist die Berechnung beider Indices auf Basis der vorkommenden Arten(zahl), oder aber basierend auf Abundanzen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Abundanzen wie dargestellt u.a. von der Methode, dem artindividuellen Laufwiderstand, der Erhebungszeit und weiteren Faktoren abhängen und jahrweise schwanken können, und dass auch die Körpergrößen der Arten extrem unterschiedlich sind, so dass Abundanzen verschiedener Arten streng genommen überhaupt nicht rechnerisch verglichen werden sollten (Scheerpeltz 1968), was aber Bestandteil eines relativen Maßes wie des Individuen-Anteils „habitattypischer Arten“ wäre.

Ein Beispiel anhand eines intakten Spirkenfilzes (VPR) soll den Bewertungsansatz illustrieren. Dafür werden die auf der zu bewertenden Probestelle festgestellten Abundanzwerte der angetroffenen Arten mit ihrem χ^2 -Wert für den relevanten Habitattyp multipliziert (0 gesetzt, sofern der Wert nicht signifikant ist). Aus der Summe dieser Produkte, dividiert durch die Gesamt-Individuenzahl, errechnet sich der durchschnittliche Affinitätswert in Form der in Tabelle 4.2. dargestellten Werte.

Tab. 4.2.: Beispiel für die Berechnung des durchschnittlichen Affinitätswertes für das Spirkenfilz (VPR) einer Probestelle (Erläuterungen im Text).

Art	Ind. nach-gewiesen	Chi ² -Wert für das VPR	Produkt Ind. * Chi ² -Wert
<i>Carabus menetriesi</i>	2	72,783	145,566
<i>Carabus violaceus</i>	3	4,9114	14,7342
<i>Pterostichus diligens</i>	20	50,7935	1015,87
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	5	30,2616	151,308
<i>Trechus splendens</i>	2	0	0
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	3	- 11,9604	-35,8812
Summe	35	146,7891	1291,597
Quotient		36,9	

Der Wert 36,9 ist ein Maß für die durchschnittliche Affinität der Arten speziell zum Spirkenfilz. Als reiner Rechenwert kann er für sich allein erst in Verbindung mit einer Wertskala zu einer Bewertung führen. Die Anwendungsmöglichkeit des Ansatzes liegt daher v.a. im direkten Vergleich. Beispielsweise können bei verschiedenen Ausprägungen desselben Habitattyps (hier des Spirkenfilzes) aus demselben Gebiet (z.B. unterschiedlich stark beeinträchtigt o.ä.), oder auch aus verschiedenen Gebieten, Vergleiche angestellt werden.

Wenn beispielsweise fraglich ist, ob die Probestelle typischer für den einen oder den anderen in Frage kommenden Habitattyp ist, also etwa zwischen lichtem Spirkenfilz und offenem Hochmoor, ermöglichen die für beide Habitattypen errechneten Werte als weitere Anwendung einen direkten Vergleich beider Zuordnungsvarianten.

Auch auf der Ebene verschiedener Aggregationsstufen können Vergleiche angestellt werden, also z.B. zwischen speziellen Moorwald-Typen oder Moorwäldern allgemein. Der entsprechende Wert für Moorwälder allgemein ist in Tabelle. 4.3. aufgelistet.

Tab. 4.3.: Beispiel für die Berechnung des durchschnittlichen Affinitätswertes für Moorwälder (Erläuterungen im Text).

Art	Ind. nach-gewiesen	Chi ² -Wert für das VPR	Produkt Anzahl * Chi ² -Wert
<i>Carabus menetriesi</i>	2	77,2722	154,5444
<i>Carabus violaceus</i>	3	9,9056	29,7168
<i>Pterostichus diligens</i>	20	133,8368	2676,736
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	5	82,9728	414,864
<i>Trechus splendens</i>	2	53,0376	106,0752
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	3	- 21,8676	-65,6028
Summe	35	335,1574	3316,3336
Quotient		94,8	

Im Beispiel ist beispielsweise *Trechus splendens* eine Art, für die kein signifikanter Wert für das VPR, wohl aber für Moorwälder vorliegt. Es errechnet sich u.a. deswegen ein höherer Wert. Eine mögliche Interpretation wäre, dass die „Assemblage“ dieser Probestelle also durchaus typisch für einen Spirken-Moorwald, und „noch typischer“ für einen Moorwald allgemein ist. Wiederum liegt der Nutzen v.a. im Vergleich.

Tyrphoxene Arten mit negativem Testwert ergeben Abzüge, bei stark gestörter Ausprägung sind daher sogar negative Durchschnittswerte denkbar.

Die errechneten Werte sind ähnlich der einzelnen Chi²-Testwerte der Arten abstrakt. Je höher sie sind, desto relativ typischer für das Habitat ist die festgestellte Artengarnitur. Um sie direkt operational zu machen, bedürfte es der Eichung anhand von Beispielbeständen bzw. durch die wiederholte Anwendung auf neue Datensätze.

Arten, die keine signifikanten Chi²-Testwert für die betrachtete Einheit (im Beispiel das Spirkenfilz) haben, reduzieren durch ihr Auftreten die Höhe des errechneten

durchschnittlichen Affinitätswertes, wenn man den Ansatz eines relativen Maßes verwendet. Da ihrem Auftreten nicht zwangsläufig eine negative Indikatorfunktion zukommen muss, kann dies hinterfragt werden. Dadurch würden beispielsweise großflächige, intakte, aber mosaikartige aufgebaute Landschaften gegenüber großflächig einförmigen, in denen nur wenige Habitatspezialisten vorkommen, tendenziell benachteiligt. Beispielsweise tritt selbst in einem so extremen Lebensraum wie lang überstautem Marschgrünland Bremens (Handke 1996b) *Pterostichus melanarius* mit derselben Stetigkeit (mit 4 von 22 Flächen) und sogar höherer Gesamtabundanz (mit 14 statt 9 Individuen) als *Pterostichus diligens* auf, der als Moor- und Feuchtgrünland-Bewohner hier als viel habitattypischer gelten müsste. Es erscheint viel bedeutsamer, welche anspruchsvollen Arten vorkommen, als welche ubiquitären Arten daneben auch vorkommen können, solange es sich bei diesen nicht um nachweislich biotopmeidende Arten handelt, deren Auftreten eindeutig ein Zeichen von Störung oder erhöhtem Randeffect (und insofern einer Störung des Merkmals „Habitatgröße“) ist. Der positive χ^2 -Wert zeigt auf, dass eine Art eine positive Beziehung zum Habitat hat, d.h. dort mehr als nur zufällig auftritt, und nur ein negativer Testwert zeigt ihre signifikante Meidung dieses Habitates. Alle anderen Werte sind im Prinzip ein Zeichen indifferenten Verhaltens.

ad) Bewertung der Vollständigkeit des angetroffenen Artbestandes

Der Ansatz der Vollständigkeit setzt eine **Erwartungs-Artengemeinschaften eines Lebensraumes** in einem Gebiet voraus, und somit einen Referenzzustand für den Abgleich mit den gefundenen Arten. Eine solche Liste kann auf Basis der vorliegenden Ergebnisse erstellt werden, muss jedoch in Kenntnis des Gebietes und seiner Charakteristik ggfs. modifiziert werden, sowie auch in Bezug auf die beschränkten Areale der Arten. Auch eine spezielle Fragestellung kann bei einer solchen Modifikation eine Rolle spielen. So können, wenn es um die Fragestellung geht, wie typisch die Aufnahme aus einem Eichen-Hainbuchenwald speziell für primäre Ausprägungen auf Pelosol ist, gezielt die Arten selektiert werden, die für dieses Habitatmerkmal eine Affinität zeigen.

Die „Erwartungsgemeinschaft“ einer Einheit wie etwa eines Habitattyps setzt sich aus jenen Arten zusammen, die für diese Einheit eine Affinität aufweisen, die in einem positiven χ^2 -Wert zum Ausdruck kommt. Nicht Bestandteil der Erwartungsarten-Liste sind selbstverständlich jene Arten, die aufgrund ihrer Arealrestriktionen nicht vorkommen können, oder aber aufgrund der speziellen Ausprägung nicht zu erwarten sind (z.B. der vom Normaltypus abweichenden Geologie oder Höhenlage). Ebenfalls nicht Teil sind zwar relativ stetig auftretende Arten, die aber keinen signifikanten χ^2 -Testwert aufweisen, also gegenüber dem Habitattyp indifferent sind. Auch Arten mit negativem Testwert können bei der Betrachtung der Vollständigkeit der Arten außer Betracht gelassen werden.

Grundlage für eine solche Tabelle ist jeweils die Tabelle der Habitattypengruppe in Anlage 4 sowie die Stetigkeitstabelle des Habitattyps. Im Beispiel wären dies aus der Anlage A.4.7. alle Arten, für die in Spalte 15 das VPR (mit positivem Testwert) aufgeführt ist, und die Stetigkeitstabelle für das VPR (Tab. 3.112.), aus der die durchschnittliche Stetigkeit entnommen werden kann.

Im Beispiel (mit demselben Datensatz wie in vorigem Abschnitt) wird angenommen, es handele sich um ein Spirkenfilz im Inneren Bayerischen Wald, das außerhalb des Verbreitungsgebietes von *Agonum ericeti* (d.h. nicht im Einzugsgebiet der Moldau) liegt. Die Tabelle 4.4. enthält alle Arten, die in der Tabelle A.4.7 einen positiven signifikanten Wert für das VPR aufweisen und im Gebiet zu erwarten sind. Der im Beispiel (s.o.) ebenfalls an der Probestelle vorhandene *Trechus splendens*, obwohl durchaus eine Art der Moorwälder, scheint in dieser Tabelle und den sich daraus ergebenden Kalkulationen nicht auf, da er keinen signifikanten Testwert aufweist.

Tab. 4.4.: Beispiel für die Berechnung des Art-Vollständigkeitswertes (Erläuterungen im Text).

Art	ST_VPR%	Chi ² - Testwert für das VPR	Vor- handen (=1)	Gewichtet mit Stetigkeit	Gewichtet mit Chi ² - Testwert
<i>Carabus menetriesi pacholei</i>	55	72,7830	1	55	72,7830
<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	24	4,9114	1	24	4,9114
<i>Pterostichus diligens</i>	74	50,7935	1	74	50,7935
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	60	30,2616	1	60	30,2616
Summe vorhanden	213	158,7495	4	213	158,7495
Bezugswert maximal			4	213	213
Quotient			100%	100%	100%

In allen Variationsmöglichkeiten basiert die Bewertung auf einer Präsenz-Absenz-Betrachtung, da das Vorkommen der Art unabhängig von der nachgewiesenen Individuenzahl zeigt, dass eine Population besteht.

Eine Gewichtung der reinen Anzahl der vorkommenden Arten ist sowohl mit deren Stetigkeitswert als auch dem Chi²-Wert denkbar. Da im Beispiel alle vier Arten auftreten, ergibt sich natürlich kein Unterschied zur Betrachtung rein auf Artenzahl-Ebene.

Fehlte *Carabus violaceus* (s.str.), ergäbe sich gewichtet aus der Artenzahl der Quotient 75%, gewichtet mit der Stetigkeit 89% und mit dem Chi²-Testwert 97%. Fehlte *C. menetriesi*, wären es 75%, 74% und 54% für diese drei Quotienten. Aufgrund des hohen Chi²-Testwertes dieser Art für das VPR fällt der Quotient auf dieser Basis also besonders stark ab.

Wie das Merkmal der Habitat-Typizität der Artzusammensetzung bedarf auch der errechnete Wert der Vollständigkeit der Interpretation, ist jedoch als Prozentwert einer solchen auch ohne Referenzskala leichter zugänglich. Es liegt auf der Hand, dass hohe Werte, die näher an 100% liegen, für eine günstige Bewertung dieses Merkmals sprechen. Es ist legitim, bei der schriftlichen Interpretation (z.B. im Bewertungsgutachten eines Eingriffs) auch zu berücksichtigen, welche Arten konkret fehlen. Dabei ist nicht per se das Fehlen hochspezifischer Arten negativer zu bewerten. Auch weniger spezifische Arten, die aber im HT mit hoher Stetigkeit auftreten, sollten spürbare Berücksichtigung finden. Sowohl der Vollständigkeits-Quotient auf Basis der Spezifitäts- bzw. Affinitätswerte, die die Chi²-Testwerte darstellen, als auch auf Basis der Stetigkeitswerte, sollten also berücksichtigt werden.

Der Vollständigkeitswert für eine einzelne Probestelle hat natürlich stets nur einen sehr begrenzten Aussagewert. Der Ansatz sollte vor allem für ganze Gebiete verwendet werden, und auch nur dann, wenn alle dort vorkommenden Ausprägungen des Lebensraumes in ausreichender Weise untersucht wurden.

Arten, die aufgrund ihrer speziellen Ansprüche oder Verbreitung nicht zu erwarten sind, sollten auch nicht Teil der Referenz-Artenliste sein, sondern bei deren Anwendung mit entsprechender Begründung gestrichen werden. Ein Beispiel wäre ein sehr hoch gelegenes, kühles Fraxino-Aceretum auf 700 m, in dem *Leistus rufomarginatus* nicht zu erwarten sein wird, da die Art wärmeliebend und entsprechend auf tiefere Lagen beschränkt ist (vgl. Anlage A.4. und Verbreitungsatlas, Lorenz 2004).

Es ist sinnvoll, bei der Festlegung der Referenz-Artengemeinschaft nicht nur die vorhandenen Ausprägungen und relevanten Standortfaktoren wie die Höhenlage zu berücksichtigen, sondern soweit möglich auch realisierte Habitat-Komplexbildungen. Auch dieser Aspekt setzt gegebenenfalls voraus, dass alle entsprechenden Teillebensräume beprobt wurden. Die auf eine Probestelle begrenzten, hier verwendeten Beispiele dienen daher nur der Illustration. Mit einer einzelnen oder sehr wenigen Probestellen kann die Vielfalt eines Gebietes oder der Ausprägung eines Habitattyps in einem Gebiet in der Regel

nicht ausreichend abgedeckt werden, zumindest nicht, um die Vollständigkeit der Artenausstattung zu bewerten. Ganz offensichtlich besteht eine Abhängigkeit des Merkmals „Vollständigkeit“ von einem Mindest-Erfassungsaufwand, der dann v.a. auch alle verschiedenen, für das Gebiet typischen Ausprägungen umfassen sollte.

Je vielfältiger ein Gebiet und je intensiver die Übergänge der eigentlichen Habitattypen mit den Komplexlebensräumen und Kontakthabitaten, desto mehr Arten des Habitatkomplexes können im Sinne der Vollständigkeit erwartet werden, was ein möglicher, ja wichtiger Zusammenhang für diesen Bewertungsansatz ist. Zeitreihen eines Gebietes, mit identischer Methodik erhoben, und Gebietsvergleiche wären entsprechende Anwendungen.

V.a. in Gebieten mit Komplexhabitaten sollten sowohl in Bezug auf die Habitattypizität als auch die Vollständigkeit auch die Arten der Kontakthabitate und offener Pendanthabitate berücksichtigt werden. Das gilt sowohl für die Summe der Probestellen als auch für die einzelne Probestelle, da sich ein vielfältiges Gebiet über den als Potenzial vorhandenen Gesamt-Artenpool entsprechend auf die konkret realisierte Artenzusammensetzung der einzelnen Probestelle auswirken kann. Die signifikanten positiven χ^2 -Testwerte für die fraglichen Komplexhabitats sind ein mögliches Eingrenzungskriterium der relevanten Arten.

Das Auftreten psammophiler Arten offener und lichter Habitate, zahlreich v.a. vertreten durch die Gattungen *Amara* und *Harpalus* mit verschiedenen Arten, die jedoch jeweils oft nur auf wenigen der untersuchten Probestellen dieser Habitate (offene Sanddünen, Sandmagerrasen, offene Sandgruben) gefunden wurden, sollte insofern durchaus auch in Sand-Kiefernwäldern stets als „habitattypisch“ gewertet werden, wenn es darum geht, den Anteil (oder auch die Vollständigkeit) habitattypischer Arten oder die Vielfalt der Ausprägungen im Gebiet zu bewerten. Demnach wären diese Arten trotz geringer Stetigkeitswerte (oder sogar bei weitgehendem Fehlen in den Aufnahmen der Flechten-Kiefernwälder) nicht als „Störungszeiger“ und damit habitatfremde Arten einzustufen. Vielmehr erscheint für diese Bewohner des Pendanthabitates „offener Sand“ eine Kategorie **„habitatkomplextypischer Arten“** (bzw. **„habitatkomplextypischer Influenten“**) zutreffender. Diese Arten sind zwar keine Charakterarten oder charakteristischen Arten der Flechten-Kiefernwälder im engeren Sinne, aber als psammophile Arten auch nicht Habitatkomplex-fremd. Nach dieser Logik wären also psammophile Arten ein Ausdruck intensiver Habitat-Komplexbildung offener Stadien mit den zu bewertenden Waldhabitaten und in Bezug auf die Vielfalt des Gebietes positiv zu bewerten. Bei fehlender Neuentstehung offener Flächen kann die Dynamik eines solchen Komplexes aber ihre Nachhaltigkeit verlieren, und eine Analyse, welche Teilhabitats des Gebietes nachhaltig für die Aufrechterhaltung von Populationen der fraglichen Arten zur Verfügung stehen, ist notwendige Grundlage für ggfs. erforderliche Managementmaßnahmen.

Geht es um die Bewertung ganzer Gebiete, sollten die gefundenen Arten demnach stets auch mit den χ^2 -Werten stärker aggregierter Einheiten und auch der Pendant-Habitate mit bewertet werden. Die Probestelle ist stets ein Teilausschnitt aus einem aus Lebensraumausschnitten und -komplexen bestehenden Gebiet, das in der Regel auch die Lebensgrundlage der Populationen vieler der Arten als Ganzes oder zumindest über Habitattyp-Grenzen hinaus ist. Selbst „ortsgebundene“ Arten wie viele Laufkäfer leben in Populationen, die oftmals einen Bezug deutlich über einen untersuchten Lebensraumausschnitt hinaus haben. Entsprechend wäre es denkbar, sie in Bezug auf Indikation und Bewertung auch v.a. in diesem Sinne einzusetzen. Der Erhalt lebensfähiger Populationen aller gebietstypischen Arten wäre dann das übergeordnete Ziel, und die Artenausstattung einer einzelnen Probestelle letztlich v.a. Indiz dafür, welchen Beitrag dieser Habitatausschnitt derzeit für die Fauna des Gebietes zu leisten vermag.

Der Artenpool der Region bzw. der Umgebung wurde wiederholt als maßgeblich für die Artenausstattung von Lebensräumen identifiziert (z.B. Barbaro et al. 2005). Gerken et al. (1991) sprechen von der „wichtigen Voraussetzung“ des Renaturierungserfolges in einem

Flussgebiet in Bezug auf die habitattypischen Arten, dass „ein gut-positionierter [„well-situated“] regionaler Artenpool vorhanden ist.“

Steinweger (2004) untersuchte vier unterschiedliche Probestellen einer Waldabteilung im Westerwald, mit Fichten-, Buchen- und Mischbeständen sowie einer Lichtung bzw. Pionierphase. Diese Vergleichsflächen ergeben ein Bild, in dem ein Teil der Arten alle Probestellen besiedelt, während manche wie *Abax ovalis* und *Pterostichus cristatus* nur im Buchenwald als der naturnächsten der vorkommenden Bestockungsvarianten gefunden wurden. Andere vermögen auch den Fichten-Buchen-Mischbestand zu nutzen (z.B. *Harpalus laevipes*), oder alle Bestände außer dem Fichtenforst (*H. latus*). Manche Arten sind im Untersuchungsgebiet nur in den stark aufgelichteten Phasen und Sukzessionsgehölzen zu finden (*Leistus rufomarginatus*, *L. spinibarbis*), keine der nachgewiesenen Arten hingegen nur im Fichtenforst. Alle Arten sind Teil des Artenpools des betrachteten Waldgebietes und können wohl jeden Teil desselben besiedeln, sofern er ihren Ansprüchen genügt. Dieser Artenpool wird erst erfasst, wenn alle in ihrer Ausprägung erheblich verschiedenen Teile des Gebietes erhoben werden. Es erscheint je nach Fragestellung durchaus sinnvoll, einzelne Teilausschnitte wie z.B. bestimmte Habitattypen zu betrachten, v.a. vergleichend mit den anderen Ausschnitten desselben Gebietes. Ein Abgleich dieser Ausschnitte mit dem Gesamt-Artenbestand des Gebietes ist dabei sinnvoll, da eben das gesamte Gebiet die Basis der vorkommenden Populationen der Arten ist. Eine Art wie *Abax ovalis* kann möglicherweise den Fichtenforst (in geringeren Abundanzen) nur deswegen mit besiedeln, weil besser geeignete Habitate wie Buchen-dominierte Bestände auch im Gebiet vorhanden sind (wo die Art um mehr als das Zehnfache höhere Aktivitätsabundanzen zeigt); wären es nur Fichtenforste, oder nur Pioniergehölze, käme die Art möglicherweise nach einer Weile nicht mehr vor.

Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt Gruschwitz (1983) für ein Habitatmosaik des Sauerlandes und spricht von einer „Beziehungsvielfalt“ des Vorkommens der einzelnen Arten zu den vorkommenden Habitaten. Auch Bortmann (1996) fand Beziehungen der Laufkäferfauna des untersuchten Buchenwaldes und seiner Teilhabitate (wie Lichtungen) zur Umgebung.

Selbst innerhalb eines Gebietes können standörtlich sehr ähnliche und strukturell ähnlich ausgestattete Lebensräume deutliche Unterschiede in der konkreten Artenausstattung aufweisen, wie Sparmberg (1995) anhand von nur 250 bis 800 m voneinander entfernten, isolierten Gipskeuperhügeln Thüringens unterschiedlicher Größe fand. Der Vergleich der Teilgebiete bzw. Ausprägungen (hier: Hügel) erlaubt Schlussfolgerungen auf die hierfür ursächlichen Faktoren. Stark verarmt an xerophilen, nicht flugfähigen Habitatspezialisten und stattdessen stärker von der umgebenden Ackerfauna beeinflusst präsentieren sich beispielsweise die nur einen halben Hektar großen Hügel. Die Aufsummierung der Arten der Teilgebiete gibt ein Bild über den aktuell präsenten Artenbestand und kann als eine ergänzende Grundlage einer regionalisierten Liste habitattypischer Erwartungsarten Verwendung finden.

Das Gebiet umfasst die Probestelle, und deren Umgebung, also gleichsam das „Arten-Einzugsgebiet“. Die Umgebung einer neu entstandenen Lichtung in einer mit Kahlschlägen und Waldbrandflächen durchsetzten Waldlandschaft Kanadas (Bergeron et al. 2011) ist dabei wegen der Ausbreitungsfähigkeit der diese gezielt besiedelnden Arten weiter zu fassen als die des Trockenrasens des Gipshügels, der in Teilen eine ausbreitungsschwache steppicole Reliktf fauna (u.a. vier *Cymindis*-Arten) beheimatet.

Bei der Verwendung charakteristischer Arten im Rahmen der Bewertung müsste in ähnlicher Weise wie auf das Gebiet auch auf den Faktor der „Umgebung“ des Gebietes und seiner Vernetzung mit vergleichbaren Gebieten ein Augenmerk gelegt werden, und spiegelt sich letztlich in ähnlicher Weise in dessen Fauna wider. Das gilt natürlich für die verschiedenen

Habitats in unterschiedlichem Maße. Letztlich ist das „Gebiet“ und seine „Umgebung“ ohnehin in der Regel keine scharf festzulegende Grenze.

Für Defizite in der Artenausstattung können unterschiedliche Faktoren verantwortlich sein, so dass der Befund stets der sachkundigen Interpretation beispielsweise in Kenntnis der räumlichen Einbindung, aber auch seiner Nutzungsgeschichte bedarf.

Sowohl eine von Natur aus fehlende Habitattradition als auch eine durch menschliche Habitatbeeinträchtigung abgerissene, können ein ähnliches Resultat zeitigen, was besonders bei der Anwendung der Bewertungsmerkmale „Vollständigkeit“ berücksichtigt werden muß.

Zusammenfassend sollten bei der Bewertung anhand des Merkmals charakteristischer Arten berücksichtigt werden:

- die Typizität der Artenausstattung speziell für den HT, auf Probeflächenbasis bzw. für alle dem HT zuzuordnenden Probeflächen und Varianten bzw. Entwicklungsstadien, anhand des Abgleichs der gefundenen Arten mit ihren χ^2 -Testwerten,
- die Vollständigkeit der zu erwartenden Artenausstattung speziell für den HT, auf Probeflächenbasis bzw. für die Summe aller dem HT zuzuordnenden Probeflächen,
- die Vollständigkeit der Artenausstattung auf Ebene der im Gebiet vorkommenden Habitatkomplexe (wenn es um die Bewertung eines ganzen Gebietes geht), auf Basis aller zu erwartenden Arten mit signifikanten Testwerten für den Habitatkomplex bzw. seine im Gebiet vorkommenden Teilhabitats, einschließlich einer Interpretation der anzunehmenden Ursachen für fehlende Arten,
- Der Zusammenhang dieser Artenausstattung mit der Vielgestaltigkeit des Habitatkomplexes im Gebiet, in seiner Umgebung sowie in Bezug auf die Vernetzung mit ähnlichen Gebieten.

Die Gewichtung dieser Merkmale sollte abhängig von der Fragestellung (Eingriff, Vergleich von Pflegevarianten, usw.) erfolgen.

E - Ein neues Verständnis charakteristischer Arten

Charakteristische Artengemeinschaften der Lebensraumtypen gibt es nicht, bzw. nur sehr eingeschränkt, als lose Aggregationen von Arten, deren Vorkommen dort überlappen können, wenn ihre Ansprüche im selben Gebiet erfüllt sind. Im Gebiet ergeben sich so allenfalls „lose integrierte Gleason'sche Gemeinschaften statt enger Clementscher Artengruppen mit ähnlichen Reaktionen auf die Ressourcenverbreitung“ (Bergeron et al. 2011).

Wohl aber kann, in Abhängigkeit von einer **konkreten Fragestellung** (z.B. Bernotat et al. 2007), sowohl die erhobene Fauna daraufhin interpretiert werden, wie charakteristisch diese für die dort vorkommenden Lebensräume ist, als auch, welche Arten fehlen, und was das möglicherweise über die Lebensräume und das Gebiet aussagt. Dass die „Umgebung“ bzw. die Beschaffenheit des gesamten Gebietes für diese Fragestellung eine Rolle spielt, ist keine Schwäche, sondern eine Stärke des Ansatzes. Über die Umgebung fließt indirekt die Frage der Artenpools im Gebiet, und dadurch dessen Vielgestaltigkeit, d.h. das Vorkommen aller Ausprägungen der zum Lebensraumkomplex gehörenden Komponenten, sowie auch die Konnektivität mit ein.

Der χ^2 -Ansatz stellt die Art in den Mittelpunkt der Betrachtungen, was in Zeiten aggregierter Maße für die oft a priori (angenommenen) Gemeinschaften „altmodisch“ erscheinen mag, aber den Empfehlungen von Gleason (1926), Looijen & van Andel (1999, 2002) und Ricklefs (2008) entspricht, auf Arten und ihre Populationen zu fokussieren. Es ist statistisch gesehen ein „einfaches“ Verfahren, setzt aber ausreichende Repräsentierung der

zu untersuchenden Einheiten und mithin für die Fragestellung dieser Arbeit eine sehr breite Datenbasis voraus, was erklären könnte, warum andere Herangehensweisen populärer sind.

Manche Arten haben weit gefasste Toleranzgrenzen und können daher eine größere Zahl von Habitaten besiedeln, wobei sie für diese dennoch unterschiedlich starke Affinitäten aufweisen. Auch diese Beziehung der Art zu Lebensräumen ist relevant und kann z.B. über die χ^2 -Testwerte direkt verglichen werden. Haben die beiden Teillebensräume eine Gemeinsamkeit, ist ggfs. der gemeinsame Testwert für stark aggregierte Einheiten (z.B. Laubwälder, lichte Wälder) höher. Eine Art kann daher für mehrere Habitate und Aggregate charakteristische Art sein.

Die Durchschlagung des „gordischen Knotens“ des Richtungsstreites in der Community-Ecology und ihrer unüberwindbaren Einwände aus Kontinuum-Konzept und Individualistischem Konzept liegt darin, Gemeinschaften nicht allgemeingültig formulieren zu wollen, sondern (wie alle ökologischen Deskriptoren mit Bezug zu einer Bewertung) stets bezogen auf eine Fragestellung. Die „charakteristischen Arten“ eines abstrakten Lebensraumes in einer konkreten Region oder einem Gebiet sollten also gebiets-spezifisch und auf eine Fragestellung bezogen als die dort zu erwartenden Arten verstanden werden. Sowohl die Berücksichtigung der Gebiets-Spezifika (z.B. Höhenlage, Arealbezüge der relevanten Arten) als auch der Fragestellung (Intaktheit der Standortfaktoren? Habitattradition? Ausreichende Gebietsgröße? Vielfältigkeit der Ausprägungen des Lebensraumtyps?) sind notwendige Stellgrößen und verbessern den Anwendungsnutzen des Merkmals oder helfen bei der Interpretation der Ergebnisse. Eine solche sachkundige Auseinandersetzung mit den Ergebnissen ist stets notwendiger Bestandteil des Verfahrens.

Die Suche nach „Gemeinschaften“ oder gar ihre A Priori-Annahme darf nicht den Blick auf die Faktoren verstellen, die das Vorkommen der Arten tatsächlich steuern (Jax et al. 1992). Hierfür erscheint die Art und ihre Population der wichtigste Ansatzpunkt. Da aber schwerlich alle Arten untersucht werden können, ist das Verfahren von χ^2 -Tests geeignet, jene Arten zu identifizieren, die im Sinne von Charakterarten und charakteristischen Arten einen starken Bezug zu den Lebensräumen oder bestimmten Ausprägungen haben, um die es bei den konkreten Fragestellungen geht. Das Verfahren ist auch in der Lage, jene Faktoren zu identifizieren, die für die Affinität der Art im untersuchten Datensatz verantwortlich sind, da zu ihnen ebenfalls Affinitäten bestehen.

Assoziationen, Lebensraum- oder Habitattypen sind Zustandsbeschreibungen und Typisierungen, und als solche v.a. auch Vergröberungen (Goodall 1954). Sie entsprechen dem menschlichen **Bedürfnis nach Klassifizierung**, von Gleason (1926) durchaus ironisch als „pigeon-holing“ bezeichnet, haben jedoch in vielen Fällen bzw. als Ganzes Schwächen in Bezug auf Übergänge in Raum und Zeit (Sukzession) (Goodall 1954). Sie sind ein - für angewandte Fragestellungen gängiges Hilfsmittel, um die infinite Möglichkeit von Standorts-, Bestockungs- und Vegetationsfaktoren in „fassbare“ und „erfassbare“ Dimensionen zu bringen. Sie stellen dabei aber für alle Bezugsebenen (Standort, Bestockung und Bodenvegetation) Generalisierungen und Vergröberungen dar.

Bereits Lindroth (1949) hat die Bedeutung der konkreten Art auch für die Community Ecology betont. Ihm zufolge ist es „irreführend, komplexe Einheiten etablieren zu wollen, bevor die Komponenten ausreichend bekannt sind. **Bevor man nicht mit der Autökologie der Arten vertraut ist, ist Synökologie unmöglich**“ (Lindroth 1949). Obwohl Laufkäfer zu den am besten untersuchten Gruppen wirbelloser Arten gehören, sind nur für die wenigsten Arten die wichtigsten autökologischen Fakten vollständig bekannt. Detaillierte Studien zur Autökologie v.a. der *Carabus*-Arten (Oertel 1924, Hurka 1970, Hurka 1972, Metzener 1978, Paje & Mossakowski 1984) müssen wohl als Forschungszweig gelten, der praktisch ausgestorben bzw. zumindest in der Forschung „aus der Mode“ ist. Allerdings können auch gezielte Feldstudien zu den Habitatansprüchen und zum Verhalten einzelner Arten (Schreiner 2007, Horstmann & Reimann 2009) hier in diesem Zusammenhang bereits einen größeren

Wissensfortschritt bedeuten. Im Sinne Lindroths (1949) wäre ein Mehr an autökologischen Studien gegenüber der extremen Vielzahl an Feld- und Fallstudien (von aufgrund der geringen Zahl von Wiederholungen und der verkürztem Gradienten sehr begrenzter Übertragbarkeit) notwendig, um echte Erkenntnisgewinne über die Beziehung der Arten zu ihren Habitaten zu erzielen. Solche autökologischen Studien müssten im Idealfall die häufig methodisch dominanten statistischen Standardverfahren ergänzen, denn Ordinationsverfahren und vergleichbare Verfahren sind v.a. geeignet, Theorien aufzustellen, nicht aber, sie zu ersetzen oder zu belegen (Austin 1985). Die synoptische Auswertung von Felddaten, wie in vorliegender Arbeit, kann in diesem Kontext eine Brücke zur gezielten Auswertung und ggfs. Untersuchung einzelner Arten und der ihr Vorkommen steuernden Lebensraumeigenschaften bauen.

Auch bereits Rabeler (1960) als beharrlicher Vertreter einer vegetationskundlich basierten Koinzidenzforschung sah in der „Feststellung der Standorts- und Gesellschaftsbindung einer Art vielfach eine Durchgangsstufe zur Kenntnis ihrer Biologie“, da „die Ökologie einer Art zunächst gar nicht anders kenntlich wird als durch die Festlegung ihres Vorkommens auf bestimmte Biotope und Biozönosen“, und verstand daher die biozönotische Forschung als eine „grundsätzliche Voraussetzung für die eingehendere Klärung der Artökologie.“ Runtz & Peck (1994) verlangen ebenfalls als Voraussetzung dafür, „Insektenarten zu verwenden, um faunistische Assoziationen zu definieren, dass ihre gesamte Verbreitung, Umweltansprüche und vollständige Biologie bekannt sein sollten (Danks 1978).“

Ökologische Prozesse müssten in die Definitionen der Lebensraumtypen in viel stärkerem Umfang einbezogen werden, als dies in dem bisherigen, sehr starren System der Habitattypen, das auf Standorts-Vegetations-Beziehungen auf Basis der (angenommenen) Klimaxgesellschaften aufbaut, der Fall ist. Das gilt beispielsweise auch für das so großflächige Schutzgebietsnetz Natura 2000, bzw. dessen gängige Interpretation und Umsetzungsansätze, die aufgrund des Wunsches nach „größtmöglichem Schutz“ vielfach statische Züge tragen. Auch dieses Schutzgebietsnetz bzw. die Form seiner Umsetzung hat sich der Problematik zu stellen, dass sich viele Lebensraumtypen (von Feucht-, Buchen- und Schluchtwäldern abgesehen) nicht „in situ“ erhalten lassen, weder durch Nichtstun, noch selbst vielfach durch z.T. recht intensive Pflege- bzw. Erhaltungsmaßnahmen. Dies gilt zumindest dann, wenn diese Maßnahmen versuchen, einen Zustand statisch zu erhalten, der in der Natur nur einen Durchgangszustand darstellt oder Teil einer zyklischen Entwicklung ist. Die Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass manche Arten, die als charakteristisch für bestimmte Waldlebensräume gelten können, v.a. an bestimmte ökologische Prozesse gebunden sind, wie das regelmäßige Entstehen von sandigem Rohboden, Überflutungen oder Bränden.

Die definierten Lebensräume des §30 oder der FFH-Richtlinie enthalten zum Teil sehr unterschiedliche Ausprägungen der sie bestimmenden Habitatfaktoren, und definieren sich letztlich nur über eine bestimmte Baumartenkombination und „charakteristische Artverbindung“ vegetationskundlicher Kennarten (die aber auch variieren können und nur regionale Gültigkeit beanspruchen). Die Folge ist, dass es keine in den verschiedenen Ausprägungen replizierbaren Gemeinschaften charakteristischer Arten dieser Lebensräume gibt, weder bei den Pflanzen noch den Laufkäfern.

Charakteristische Arten sollten artindividuell immer auf bestimmte Zustände von Lebensräumen bezogen verstanden werden, also Fragestellung-bezogen. Geht es darum, einen Wald als einen mit lockerem Sand, mit lichter Bestockung, mit Habitattradition zu charakterisieren? Dabei sollte es z.B. um das Vorhandensein „aller Faktoren, die den Habitattyp ausmachen“, gehen, aber um relevant zu sein, muss eine Art nicht alle Faktoren gleichzeitig abdecken. Diese Erwartungshaltung würde viele geeignete charakteristische Arten ihrer potenziellen Funktion berauben.

Der Raumbezug umfasst v.a. die konkrete Probestelle, reflektiert aber auch das ganze Gebiet. Arten sind also Zeigerarten für bestimmte Aspekte des Zustandes der Probefläche und zugleich für den Artenpool des Gebietes, und charakterisieren das Produkt aus beidem.

Die vorkommenden, wie auch die fehlenden charakteristischen Arten können helfen, das Augenmerk auf ablaufende Prozesse und realisierte Ausprägungen zu lenken, und daraus für das Gebietsmanagement die richtigen Schlüsse zu ziehen. Anhand der vorkommenden Arten lassen sich die Zustände charakterisieren, die diese Arten widerspiegeln, und Defizite aufzeigen, die in diesen Gebieten bestehen (Hydrologie, fehlende Bestandstradition, fehlende bestimmte Ausprägungen der Habitate, usw.). Hierin liegt der besondere Wert charakteristischer Arten.

Einen diagnostischen Wert als charakteristische Arten besitzen Arten dann, wenn sie für einen bestimmten Zustand des LRT charakteristisch sind - es sind die Arten und als Summe die lose „Gemeinschaft“ dieses charakteristischen Zustandes. Alle Arten, die eine spezielle Affinität zu einem Habitattyp oder seinen charakteristischen Eigenschaften haben (z.B. lockeren Sandboden mit offenen Stellen und lichter Beschirmung), sind Teil seiner Gemeinschaft. Verbindendes Element ist die Möglichkeit des gemeinsamen Vorkommens durch die gemeinsame Affinität zu dem Habitat bzw. seinen Eigenschaften und Faktorenkombinationen.

Die Verwendung von „Käfergesellschaften“ oder auch nur von Artenpaaren im Sinne einer „charakteristischen Artenverbindung“ erschiene dabei eher als Umweg bzw. eine nicht erforderliche Einschränkung der zu berücksichtigenden Arten. Gemeinschaften, wie auch charakteristische Arten, kann es immer nur in Bezug auf eine ganz bestimmte Fragestellung, wie einen zu bewertenden Lebensraum in einem bestimmten Gebiet mit seiner Naturlausstattung (Geologie, Böden, Höhenlage usw.) geben. Die Bewertung kann am Vorhandensein oder Fehlen aller relevanten zu erwartenden Arten festmachen. Das sollte alle seltenen Arten, aber gerade auch solche verbreiteten Arten beinhalten, die Affinitäten und Zeigerfunktion für bestimmte typische Merkmalsausprägungen des Habitates (im günstigen Fall als „Qualitätszeiger“) aufweisen, wie beispielsweise Arten intakter Hydrologie.

In diesem Kontext und in diesem Sinne angewandt, verfügen viele der heimischen Laufkäfer-Arten über starke Bezüge zu den hier untersuchten Lebensräumen und erlauben Anwendungen wie die in diesem Kapitel skizzierten Bewertungsansätze. Einigen Arten kommt darüber hinaus auch die Eigenschaft als Charakterart zu. Ein „Mehrwert“ faunistischer Erhebungen, im konkreten Fall speziell der Laufkäfer, besteht aber vor allem in ihrer Aussagekraft in Bezug auf die angewandte Nutzung als „charakteristische Arten“. Es liegt auf der Hand, dass je nach Fragestellung auch andere Artengruppen einen hohen diagnostischen Wert haben können und als charakteristische Arten genutzt werden sollten. Der besondere Wert der Laufkäfer liegt v.a. in ihrem starken Standortsbezug, d.h. dem Raumbezug zur untersuchten Örtlichkeit und den dort realisierten Standortbedingungen einschließlich deren Beeinflussung durch die Bestockung.

Bewertung ist nicht etwas abstraktes, sondern immer mit einem Wertsystem und Wertmaßstäben verknüpft, über die bei den Anwendern natürlich auch Einigkeit bestehen sollte. Wenn es das Ziel ist, standörtlich intakte, naturnahe Lebensräume als nachhaltig tragfähige, untereinander vernetzte Lebensräume der heimischen Artenausstattung zu erhalten, können Laufkäfer einen wertvollen Beitrag im Rahmen der hierbei zu tätigen planerischen Prozesse und Bewertungen leisten.

5. Zusammenfassung

Die Typisierung und Bewertung des Zustandes von Lebensräumen sind häufige Fragestellungen der Naturschutzpraxis. In diesem Zusammenhang hat das Merkmal „charakteristischer Arten“ eine potenziell große Bedeutung. Es ersetzt menschliche Vorstellungen vom Idealzustand der Beschaffenheit der Lebensräume durch konkrete Habitatansprüche von Arten, die als charakteristisch für die Lebensräume anzusehen sind.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, das Verhältnis der heimischen Laufkäferarten zu den unterschiedlichen Typen von Wäldern zu analysieren. Dabei geht es zum einen um die Frage von Gemeinschaften, sowie zum anderen um die Ermittlung charakteristischer Arten sowie auch der Charakterarten. Hierfür wird ein breiter Datensatz der Laufkäferfauna verschiedener naturnaher und stärker anthropogen überprägter Waldhabitate Bayerns vergleichend mehreren Auswertungsmethoden unterzogen. Neben einer Analyse der Stetigkeiten und Treuegrade der Arten in Bezug zu den nach einem Habitattypenschlüssel aufgeschlüsselten Lebensräumen und von ihnen gebildeten, größeren Konvoluten werden als eingeführte Ordinationsverfahren eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) und als Klassifizierungsverfahren eine - gestaffelt durchgeführte - Indicator Species Analysis (ISA) durchgeführt. Die Verteilung der Arten über die Habitate und ihre Konvolute wird ferner auch über χ^2 -Tests getestet. Wie die ISA auch wird dieser Test gestaffelt durchgeführt, so dass der Habitattyp (oder das Aggregat mehrerer Habitattypen) mit dem höchsten Testwert der Art in der Testserie relativ gesehen jene der Einheiten ist, zu der die höchste Affinität besteht. Die entsprechend für alle Arten einer Mindest-Treue oder Mindest-Stetigkeit in den untersuchten Habitattypengruppen durchgeführten Tests werden, getrennt nach Habitattypengruppen, verglichen. Weitere Grundlage des Vergleichs und der Plausibilisierung der Ergebnisse ist eine systematische, artbezogene Literaturstudie für mitteleuropäische Verhältnisse sowie aus den jeweiligen Hauptverbreitungsgebieten der entsprechenden Lebensräume in Europa. Dieser als Literaturreferenzierung bezeichnete Ansatz ist Bestandteil des Verfahrens zur Ermittlung v.a. auch der Charakterarten.

Einen speziellen Bezug zu einem bestimmten Lebensraum können Arten durch ihr sehr regelmäßiges (stetiges), oder durch ihr weitgehend ausschließliches (treues) Auftreten erlangen. Arten, die beides ineinander vereinen, können als „Charakterarten“ bezeichnet werden, und sind als solche ein für die Typisierung der Lebensräume geeigneter Sonderfall der charakteristischen Arten. Grundlage der Ermittlung der charakteristischen Arten ist deren stetiges Vorkommen. Jede im Lebensraumtyp stetige Art mit einem signifikanten χ^2 -Testwert für diesen ist nach der hier verwendeten Definition eine charakteristische Art desselben. Der Testwert kann als Stärke der Affinität zu diesem Lebensraum verstanden werden. Das Fehlen einer solchen Art kann etwas über einen nicht realisierten Zustand oder eine nicht vorhandene Ausprägung desselben aussagen, selbst dann, wenn es sich nicht um eine gefährdete oder eine hochgradig an den Lebensraum gebundene Art handelt. Hohe Treue- und Stetigkeitswerte resultieren sowohl im χ^2 -Testverfahren wie auch in der ISA in hohen Testwerten und identifizieren so die Charakterarten der Habitattypen. Nur wenn die Literaturreferenzierung ergibt, dass eine Art auch außerhalb des getesteten Datensatzes keine erheblichen weiteren Vorkommen hat, kann sie laut dem hier verwendeten Algorithmus als Charakterart bestätigt werden. Eine charakteristische Art ist sie hingegen definitionsgemäß bereits, wenn sie eine Affinität zum Lebensraum und seinen Schlüsselmerkmalen hat, also hier signifikant gehäuft auftritt.

Die verwendete Definition und der angewandte Algorithmus ergeben für alle Habitatgruppen Tabellen charakteristischer Arten, sowie auch Charakterarten. Im Kontext der Buchenwälder wird eine Art als solche ermittelt, im Vergleich zu sechs solcher Arten der Schluchtwälder. Sechs weitere Arten können als Charakterarten der Schlucht- und Buchenwälder zusammen gelten und stellen so ein Bindeglied dieser Landwaldtypen dar. Je eine Art ist eine

Charakterart der Eichen- bzw. der Eichen-Hainbuchenwälder. Die eigentlichen Hochlagen-Fichtenwälder haben zwei Charakterarten. Zwei weitere, kältepräferente Arten sind solche des Konvoluts aus Hochlagen- und Moorwäldern. Eine Art ist als Charakterart natürlicher Nadelwälder das Bindeglied zwischen natürlichen Fichten- und Kiefernwäldern. Zwei Arten, darunter eine Sandlaufkäfer-Art, sind Charakterarten der Flechten-Kiefernwälder, drei weitere Charakterarten gebrannter Wälder, ferner zwei für Schneeheide-Kiefernwälder. Auwälder werden ihrem Ruf als artenreiche Lebensräume auch in Bezug auf charakteristische Arten sowie auch auf Charakterarten gerecht. Zehn Arten sind Charakterarten für bestimmte Auwald-Typen, vier weitere für das Aggregat aus Au- und Bruchwäldern. Vier Arten sind als Charakterarten des Schwarzerlen-Bruchwaldes zu bezeichnen. Moorwälder bzw. bestimmte Moorwald-Typen weisen ebenfalls vier Charakterarten auf. Fünf Arten können als Charakterarten offener Hochmoore in unterschiedlicher Ausprägung bezeichnet werden, darunter vier Arten mit Bezug zu verheideten Stadien der Hochmoore.

Zahlreiche weitere Arten weisen im Kontext der Habitatgruppen Affinitäten auf, sowohl zu den Habitaten als auch zu Habitat-Schlüsselmerkmalen, und können daher als charakteristische Arten der jeweiligen Habitate fungieren. Wie die Charakterarten haben sie nicht nur Bezug zum Lebensraum über Stetigkeit und Treue und entsprechende Testwerte für die Affinität zum Lebensraum, sondern auch für prägende Habitatfaktoren, wie starke Beschirmung (Buchenwald), Nährstoffreichtum, frische Standorte und günstige Humusform (Schluchtwald), tonige Standorte und lichte Wälder (Eichen-Hainbuchenwald), hoch gelegene bzw. kalte Waldstandorte mit starker Streuauflage (subalpiner Fichtenwald), trockenen, offenen oder mit Flechten bewachsenen Sand (Flechten-Kiefernwald), nasse Standorte (Auwald), in der Kombination mit organischem Standort, der mineralisch beeinflusst ist (Bruchwald), oder mehr oder weniger rein organischen, sehr nährstoffarmen, kalten Standorten (Moorwald).

Die Ergebnisse der durchgeführten DCA bestätigen das Kontinuum-Konzept bzw. sind in Einklang damit. Obwohl sich eine deutliche, plausible Anordnung der 920 einbezogenen Datensätze nach Habitattypen und -gruppen ergibt, kann von einer klaren Trennung dieser Gruppen nicht die Rede sein. Wie in der Natur auch, gibt es zwischen allen Lebensräumen im Ordinationsraum Übergänge. Die Daten sind bereits dadurch für klassifizierende Ansätze nur bedingt geeignet. Die verbreitete Klassifizierungsmethode der ISA liefert entsprechend nur teilweise plausible Ergebnisse.

Sehr viel mehr Testergebnisse aus den χ^2 -Testserien sind signifikant als in der ISA. Das Verfahren fällt insofern weniger „harte Entscheidungen“ und erlaubt so eine abgestufte Betrachtung der Affinitäten der Art zu unterschiedlich stark aggregierten Lebensräumen. Die so angewandte χ^2 -Testserie erscheint wesentlich besser geeignet, den Bezug der Arten zu den Lebensräumen und ihren Übergängen zu charakterisieren. Bei den relativ wenigen Charakterarten mit den höchsten Testwerten, die sich durch zugleich hohe Stetigkeit und Treue auszeichnen, liefern beide Verfahren meist gleichläufige Ergebnisse. Der Fall, dass eine Art nur aus den Ergebnissen der ISA als Charakterart zu identifizieren ist, und nicht aus den χ^2 -Tests, tritt praktisch nicht auf.

Die Ergebnisse der χ^2 -Tests sind ein Indiz dafür, dass das individualistische Konzept zutrifft, also jede einzelne Art artindividuelle Ansprüche an ihren Lebensraum stellt. Jeder typisierte Lebensraum (wie z.B. ein FFH-Lebensraumtyp) wird von Kombinationen mehrerer Faktoren geprägt. Die Ausprägungen der Lebensräume in der Natur bestehen stets aus einmaligen Kombinationen dieser Standorts- und Raum- (Vernetzung, Habitatgröße) und Zeit- (Habitattradition usw.) Faktoren, und weisen - für jede Art anders - eine Vielfalt von Gradienten auf. Es kommen daher praktisch nie alle Arten, die in einer starken Beziehung zum Lebensraum stehen, gemeinsam an einer Probestelle oder selbst in einem Gebiet vor. Jede der Arten, die zu einem Lebensraumtyp in einem Zusammenhang steht, hat andere

konkrete Bezüge (Bindungen, Affinitäten) dazu, wie auch zu dessen prägenden Habitatfaktoren.

Pflanzensoziologisch-standörtlich definierte Habitate wie die FFH-Lebensraumtypen oder §30-Waldgesellschaften verfügen also zwar über Arten, die einen mehr oder weniger starken Bezug zu diesen Habitaten aufweisen. Fest umrissene Gemeinschaften der Arten im Sinne einer exklusiven, wiederkehrenden Artenkombination existieren aber ebenso wenig wie eine Vergesellschaftung, die Interaktionen der Arten beinhaltet. Die Artausstattung eines Habitates ergibt sich zu einem erheblichen Teil aus den Habitatfaktoren-Gradienten, die auf das Habitat und seine Umgebung einwirken, und das Vorkommen von Populationen in diesem Gebiet bestimmen. Die Affinität zu einem bestimmten typisierten Lebensraum (wie einer Waldgesellschaft oder einem FFH-LRT) ist dabei für jede Art eine andere. Nur da, wo artindividuell alle relevanten Faktoren erfüllt sind, und zugleich die Fläche im für die Population der Art erreichbaren Bereich liegt, kann die Art auch vorkommen. Charakteristische Arten, Erwartungsarten und andere Anwendungen der vorgelegten Ergebnisse müssen diese Zusammenhänge berücksichtigen. Es ergibt sich eine variable Liste charakteristischer Arten.

Eine ausführliche Diskussion und Interpretation der Konzepte und Begriffe rund um Tierarten-Gemeinschaften und ihre Herleitung, sowie um charakteristische Arten, beides in Bezug auf die vorliegenden Ergebnisse, dient als Grundlage für eigene Vorschläge zum Verständnis beider Konzepte.

Das Instrument charakteristischer Arten sollte stets nur Fragestellung-bezogen verstanden werden, wobei als „Fragestellung“ beispielsweise im Falle eines Eingriffs dessen Wirkfaktor gelten sollte, im Falle einer allgemeinen Bewertung des Erhaltungszustandes hingegen z.B. die Vollständigkeit der an der Lokalität standörtlich und chorologisch zu erwartenden Arten. Anwendungsmöglichkeiten der Ergebnisse bestehen also unter anderem darin, die in einem Gebiet oder an einer Probestelle angetroffenen Arten daraufhin zu beurteilen, wie charakteristisch sie für einen bestimmten Habitattyp sind, und wie vollständig die Habitatausprägungen in den untersuchten Flächen bzw. dem Gebiet realisiert sind, und ob das Habitat über eine entsprechende Habitattradition verfügt. Für solche Anwendungen liefert vorliegende Arbeit für die Wälder Bayerns am Beispiel der Laufkäfer die nötige Datengrundlage und konzeptionelle Verfahrensvorschläge.

Ferner lassen sich über die Verknüpfung der charakteristischen Arten mit Roten Listen und Listen der Arten hoher Schutzverantwortung grundsätzliche Fragen zu Schutzprioritäten und -strategien beantworten. Dies ermöglicht es, in stärkerem Umfang objektivierte Prioritäten bei den Schutzbemühungen zu setzen, und in Ableitung aus den Affinitäten der fraglichen Arten zu konkreten Habitatfaktoren die notwendigen Maßnahmen für ihren Erhalt zu formulieren.

Durch ihr Vorkommen in allen terrestrischen und semiterrestrischen Lebensräumen Bayerns erlauben gerade die Laufkäfer einen solchen, Habitat-überspannenden Vergleich. Laufkäfer sind eine Gruppe, die aufgrund ihrer Lebensweise und ihrer engen Beziehung zur untersuchten Lokalität und den dort realisierten Standortbedingungen, sowie auch aufgrund ihrer z.T. gegebenen Indikatorfunktion für Habitattradition oder Vernetzung, für viele Fragestellungen eine besondere Eignung als charakteristische Arten haben können.

Der Vorschlag eines „neuen Verständnisses“ des Merkmals „charakteristischer Arten“ ist verknüpft mit der Forderung, dass diesem zukünftig eine wesentlich stärkere Rolle zukommen sollte. Die Theorien fester „Gemeinschaften“, ein statisches Verständnis feststehender Artenkombinationen und eine Fokussierung auf Charakterarten stehen dem Verstehen der Muster der Artenvielfalt, und damit auch ihrem Erhalt, hingegen eher im Weg.

6. Literaturverzeichnis

- Abidsnes, J. & Tommeras, B.A. (2000): Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles in a boreal spruce forest. - *Ann. Zool. Fenn.* 37: 201-212.
- Abs, M., Schwerk, A. & Zeiß, A. (1999): Bergeländen im Ruhrgebiet - eine Oase für Tiere. - *Biologie in unserer Zeit* 29(6): 346-352.
- Addicot, J.F., Aho, J.M., Antolin, M.F., Padilla, D.K., Richardson, J.S., & Soluk, D.A. (1987): Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. - *Oikos* 49: 340-346.
- Adeli, E. (1964): Zur Kenntnis der Insektenfauna des Naturschutzgebietes bei der Sababurg im Reinhardswald. - *Z. ang. Ent.* 53: 345-410.
- Adelmann, W. (2001): Naturschutzqualitätsziele auf Ackerflächen und ihre Umsetzung in precision agriculture am Beispiel einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern. - Unveröff. Diplomarb. FB Biol. Univ. Marburg, 137 S. + Anh.
- Albrecht, H. (2002): Vergleichende Untersuchungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna in vier anthropogen beeinflussten Hochmooren im Thüringer Wald anhand der Untersuchungszeiträume 1971/72 und 1996/98. - *Naturschutzreport* 19: 139-171.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der walddökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. - *Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern* 1: 219 S.
- Alf, A. (1990): Methodologische Untersuchungen zur Feuchteindikation von Biotopen auf der Basis der Bodenkäfergesellschaften. - *Diss. Univ. Hohenheim*, 86 S. + Anh.
- Allegro, G. & Dulla, M. (2008): Efficienza attrattiva dell' aceto di vino nei confronti dei Carabidi in campionamenti con trappole a caduta. - *Riv. Piem. St. Nat.* 29: 211-224.
- Allen, A.A. (1991): On the Separation of *Patrobus atrofusus* and *P. assimilis*. - *Entomologist's Record and Journal of Variation* 103: 71-72.
- Altenkirch, W., Majunke, C. & Ohnesorge, B. (2002, Hrsg.): *Waldschutz auf ökologischer Grundlage*. - Stuttgart, 434 S.
- Altherr, G. (2007): From genes to habitats - effects of urbanisation and urban areas on biodiversity. - *Diss. Univ. Basel*, 122 S.
- Althoff, G.-H., Hockmann, P., Klenner, M., Nieheus, F.-J. & Weber, F. (1994): Dependence of running activity and net reproduction in *Carabus auronitens* on temperature. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): *Carabid beetles: Ecology and Evolution*: 95-100.
- Altmoos, M. (2003): Erkennen wir die richtigen Habitate von Tieren? - *Natursch. Landschaftspl.* 35(7): 212-219.
- Amiet, J.L. (1967): Les groupements de Coléoptères terricoles de la haute vallée de la Vésubie (Alpes Maritimes) - *Mém. Mus. Nat. Hist. Nat. (Paris), N.S., Série A (Zoologie)* 46(2): 125-213 + Tafeln.
- Amler, A., Bahl, K., Henle, G., Kaule, P., Poschod, P. & Settele, J. (1999, Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis*. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. - Stuttgart, 336 S.
- Ammer, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforstung für die forstliche Praxis. - *Forstw. Cbl.* 110: 149-157.
- Ammer, U. (1998): Historische Entwicklung des Naturschutzes in Deutschland und sein Bezug zum Wald und zum Forstwesen. - *Ber. ANL* 22: 59-64.
- Ammer, U. (2001): Vergleichende walddökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe in Mittelschwaben. *Schlussfolgerungen für die forstliche Praxis*. - *LWF-Bericht* 33: 50-58.
- Ammer, U. & Schubert, H. (1999): Arten-, Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. - *Forstw. Cbl.* 118: 70-87.
- Ammer, U. & Utschick, H. (2004): Folgerungen aus walddökologischen Untersuchungen auf hochproduktiven, nadelholzreichen Standorten für eine an Naturschutzpraxis orientierte Waldwirtschaft. - *Forst u. Holz* 59(3): 119-128.
- Anders, K., A. Prochnow, S. Fürstenau, A. Segert & I. Zierke (2003): Offenlandmanagement durch kontrolliertes Brennen. Ein Beitrag aus sozioökonomischer Perspektive. - *Natursch. Landschaftspl.* 35 (8), 242-246.
- Andersen, J. (1968): The effect of inundation and choice of hibernation sites of Coleoptera living on river banks. - *Norsk. Entomol.* 15: 115-133.
- Anderson, R. (1986): *Agonum lugens* (Duftschmid) new to the British Isles. - *Ent. month. Mag.* 121: 133-135.
- Anderson, R., McFerran, D. & Cameron, A. (2000): The Ground Beetles of Northern Ireland. - *Belfast*, 246 S.
- Andorko, R. & Kadar, F. (2009): Life history characteristics of the ground beetle *Carabus scheidleri* in Hungary. - *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 55(4): 381-393, 2009
- Angelstam, P., Boutin, S., Schmiegelow, F.K.A., Villard, M.-A., Drapeau, P., Host, G., Innes, J., Isachenko, G., Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Niemelä, J., Niemi, G., Roberge, J.M., Spence, J., Stone, D. (2004): Targets of boreal forest biodiversity conservation - a rationale for macroecological research and adaptive management. - *Ecological Bulletins* 51: 487-509.
- Angus, R.B., Brown, R.E. & Bryant, L.J. (2000): Chromosomes and identification of the sibling species *Pterostichus nigrita* (PAYKULL) and *P. rhaeticus* (HEER). - *Systematic Entomology* 25: 325-337.
- Ant, H., Heijohann, H., Rehage, H.O. & Stippowit, A. (1984): Untersuchungen zur Käferfauna des Hambacher Forstes (Niederrhein). - *Niederrh. Jb.* 15: 27-35.
- Anwander, H. (1987): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an der Carabidenfauna verschiedener Standorte auf der langen Meile bei Ebermannstadt, unter besonderer Berücksichtigung ihrer räumlichen Differenzierung. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Erlangen, 155 S.
- Anwander, H. (1988): Bericht zur ökologischen Beweissicherung Sulztal/Ottmaringer Tal. - Unveröff. Gutachten, Kempten, 59 S.
- Anwander, H. (1989): Erfassung ausgewählter Tiergruppen für den Pflege- und Entwicklungsplan NSG „Ehrenbürg“ (Auszug Laufkäfer). - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. Oberfranken, 52 S. + Anh.
- Anwander, H. (1994): Kartierung ausgewählter Tiergruppen im Stadtgebiet Memmingen, unter besonderer Berücksichtigung des Feuchtgebiets Kotzenbrühl. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Stadt Memmingen, 75 S.
- Anwander, H. (2001): Artenhilfsprogramm für gefährdete Tagfalter der voralpinen Moorregion. - *Schriftenr. LFU* 156: 319-339.
- Anwander, H. (2002): Grundlagenhebungen Landschaftsbestandteil Ahrberg/Heigele. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Stadt Kaufbeuren. - *Waltenhofen*, 23 S. + Anh.
- Anwander, H. & Schmidt, G. (1991): Laufkäfer und Bodenspinnen auf Almen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Projektgruppe ABSP, 22 S.
- Apfelbacher, F. (1988): Die Laufkäfer des Bayerischen Waldes. Teil 1. - *Der Bayerische Wald* 2: 16-22.
- Apfelbacher, F. (1989): Die Laufkäfer des Bayerischen Waldes. Teil 2. - *Der Bayerische Wald* 2/89: 21-33.
- Apfelbacher, F. (1991): Neufunde von Laufkäfern im Bayerischen Wald. - *Der Bayerische Wald* 25(1): 4-5.
- Apfelbacher, F. (1996): Käfer und andere Tiere im Bereich des Großen Arbersees im Bayerischen Wald. - *Der Bayerische Wald* 10(2) NF: 20-24.
- Apfelbacher, F. (1998): Koleopteren der Gipfelregion des Großen Arbers im Bayerischen Wald. - *Der Bayerische Wald* 12/1 NF: 24-31.
- Apfelbacher, F. (2000): *Schriftl. Mitteilung vom 23.1. 2000.*
- Apfelbacher, F. & Geiß, G. (2006): Liste der Käfer des östlichen Bayerischen Waldes. - *Der Bayerische Wald* N.F. 20(1-2): 3-44.
- Apfelbeck, V. (1904): Die Käferfauna der Balkanhalbinsel I, Caraboidea. - *Berlin*: 1-422.
- Arndt, E. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung *Carabus*. - *Beitr. Ent.* 39(1): 63-103.
- Arndt, E. (1989): Die Larven der mitteleuropäischen *Abax* s.str. - *Arten*. - *Beitr. Ent.* 39: 255-270.
- Arndt, E. (1991): Beitrag zur Kenntnis der Licinini-Larven. - *Ent. Nachr.* 35: 117-121.
- Arnoldi, K.V. & Ghilarov, M.S. (1963): Die Wirbellosen im Boden und in der Streu als Indikatoren der Besonderheiten der Boden- und Pflanzendecke der Waldsteppenzone. - *Pedobiologia* 2(3): 183-222.
- As, S. (1993): Are habitat islands islands? Woodliving beetles in deciduous forest fragments in boreal forest. - *Ecography* 16: 219-228.
- ASK (o.D.): *Artenschutzkartierung Bayern (Online-Abfragen über FinView)*.
- Alsmann, T. (1981): Ein Beitrag zur Kenntnis der Carabidenfauna des Oppenweher Moores. - *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 8: 161-171.
- Alsmann, T. (1982): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an der Carabidenfauna naturnaher Biotope im Hahnenmoor (Coleoptera, Carabidae). - *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 9: 105-134.
- Alsmann, T. (1983): Über die Bodenkäferfauna des Naturschutzgebietes "Lengener Meer" im Kreis Leer (Ostfriesland) (Coleoptera: Carabidae et Silphidae). - *Drosera* '83 (1): 5-12.
- Alsmann, T. (1983): Zur Bestimmung von *Cicindela hybrida* LINNÉ 1758 (Coleoptera, Cicindelidae). - *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 10: 25-26.
- Alsmann, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. - *NNA-Ber.* 7(3): 142-151.
- Alsmann, T. (1995): Laufkäfer als Reliktsarten alter Wälder in Nordwestdeutschland. - *Mitt. DGAAE* 10: 305-308.
- Alsmann, T. (1998): Bedeutung der Kontinuität von Lebensräumen für den Naturschutz - Untersuchungen an waldbewohnenden Laufkäfern mit Beispielen für methodische Ergänzungen zur Langzeitforschung. - *Schriftenr. Landschaftspf. Natursch.* 58: 191-214.
- Alsmann, T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany. - *Biodiversity and Conservation* 8: 1499-1515.
- Alsmann, T. (2001): Waldlaufkäfer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: von der Verbreitung zur populationsbiologischen Analyse. - *NNA-Ber.* 14(2): 119-126.
- Alsmann, T. & Falke, B. (1997): Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. - *Schriftenr. Landschaftspf. Natursch.* 54: 129-144.
- Alsmann, T. & Formann, F. (1981): Die Carabidenfauna des Naturschutzgebietes Venner Moor (Landkreis Osnabrück), 1. Teil: Die *Cicindela*-Arten des Naturschutzgebietes und Bemerkungen über eine *Cicindela campestris*-Population im Schweger Moor. - *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 8: 173-176.
- Alsmann, T. & Heine, S. (1993): Die *Leistus*-Arten der *Oreobius*-Gruppe: Systematik, Taxonomie und Verbreitung (Coleoptera, Carabidae: Nebriinae). - *Mitt. Entomol. Ges. Basel* 43: 42-68.
- Alsmann, T. & Janssen, J. (1998): The effects of habitat change on the endangered ground beetle *Carabus nitens*. - *Journal of Insect Conservation* 3: 107-116.
- Alsmann, T. & Schnauder, C. (1998): Morphometrische Untersuchungen an einer Kontaktzone zwischen *Carabus (Megadontus) violaceus* und *purpurascens* in Südwest-Niedersachsen. - *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 24: 111-138.
- Alsmann, T. & Starke (1990): *Coleoptera Westfalica: Familie Carabidae, Subfamiliae Callistinae, Oodinae, Liciniinae, Badistrinae, Panagaeinae, Colliurinae, Aephiidinae, Lebiinae, Demetriinae, Cymindinae, Dromiinae et Brachininae*. - *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* 52(1): 3-59.
- Alsmann, T. & Storre, I. (1999): Laufkäfer, Schnecken, Regenwürmer und Hundertfüßler im Hasbruch. - *Schriftenr. Waldentwicklung in Niedersachsen* 8: 106-111.
- Alsmann, T. & Terlutter, H. (1999): Die längszonale Gliederung der Laufkäferfauna an der Ems. - *Angew. Carabidol. Suppl.* 1, 33-40.
- Alsmann, T., Nolte, O. & Reuter, H. (1994): Postglacial colonization of middle Europe by *Carabus auronitens* as revealed by population genetics. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): *Carabid beetles: Ecology and Evolution*: S. 3-9.
- Austin, M.P. (1999): A silent clash of paradigms: some inconsistencies in community ecology. - *Oikos* 86: 170-178.
- Austin, M.P. & Smith, T.M. (1989): A new model for the continuum concept. - *Vegetatio* 83 (1/2) 35-47
- Baehr, B. & Baehr, M. (1987): Gutachten über die ökologischen Untersuchungen - Spinnen und Laufkäfer - zum Mindestabfluss im Bereich der Ausleitungsstrecke des Lechs zwischen Gersthofen und Ostendorf. - Unveröff. Gutachten, 7 S.
- Baehr, B. & Baehr, M. (1991): Gutachten über die faunistischen Erhebungen an der Alz, durchgeführt vom Bayerischen LFU. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LFU.
- Baehr, M. (1980): Die Carabidae des Schönbuschs bei Tübingen. 1. Faunistische Bestandsaufnahme. - *Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad. Württ.* 51/52(2): 515-600.
- Baehr, M. (1983): Zum Vorkommen einiger Laufkäfer im württembergischen Allgäu. - *Mitt. Arbeitsgem. Naturschutz Wangen im Allgäu* 3, 62-69.
- Baehr, M. (1984a): Die Carabidae des Lautertals bei Münsingen (Insecta, Coleoptera), ein Querschnitt durch ein Flusstal der Schwäbischen Alb; 5. Beitrag zur Faunistik der württembergischen Carabidae. - *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58: 341-374.
- Baehr, M. (1984b): Carabidae aus Auenbereichen südbayerischer Flüsse (Donau, Isar, Lech). - Unveröff. Gutachten, 12 S. [Datierung ungefähr]
- Baehr, M. (1987): Laufkäfer als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. - *Schriftenr. LFU* 77: 17-23.
- Baehr, M. (1988): Die Laufkäferfauna einiger Kiesgruben im Raum Tübingen. - *Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ.* 63: 313-330.
- Baehr, M., Burmeister, E.-G. & Reiss, F. (1984): Abschlussbericht im Rahmen der ökologischen Beweissicherung KKW II. Zoologische Beweissicherung Laufkäfer und Wasserinsekten. - Unveröff. Ber., 13 S. + Anl.
- Baguette, M. (1987): Spring distribution of Carabid beetles in different plant communities of Belgian forests. - *Acta Phytopath. Ent. Hung.* 22(1-4): 57-69.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Baguette, M. (1992): Sélection de l'habitat des Carabidae en milieu forestier. - Diss. Univ. Louvain-La-Neuve, 104 S.
- Baguette, M. (1993): Habitat selection of Carabid beetles in deciduous woodlands of southern Belgium. - *Pedobiologica* 37: 365-378.
- Baguette, M. & Gerard, S. (1993): Effects of spruce plantations on Carabid beetles in southern Belgium. - *Pedobiologica* 37: 129-140.
- Balazuc, J. (1984): Coléoptères de L'Ardeche. - Suppl. Bull. Soc. Linn. Lyon, 329 S.
- Balint, M., Ujvarosi, L., Theissinger, K., Lehrian, S., Meszaros, N. & Pauls, S.U. (2011): The Carpathians as a major diversity hotspot in Europe. - in: Zachos, F.E. & Habel, J.-C. (Eds.): *Biodiversity Hotspots*: 189-205.
- Balkenohl, M. (1988): Coleoptera Westfalica: Familie Carabidae, Subfamiliae Scaritinae et Broscinae. - *Abh. Westf. Mus. Naturkd.* 50(4): 3-28.
- Balkenohl, M. & Grosseschallau, H. (1985): Höhenbedingte Veränderung der Habitatbindung bei Carabiden. - *Mitt. DGAAE* 4: 219-222.
- Balzer, S., Schröder, E., Ssymank, A., Ellwanger, G., Kehrein, A. & Rost, S. (2004): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung: Beschreibung der Lebensraumtypen mit Vorkommen in Deutschland. - *Natur u. Landschaft* 79(8): 341-349.
- Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vétillard, F., Guyon, D. & Jactel, H. (2005): Comparative responses of bird, Carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. - *Ecoscience* 12: 110-121.
- Barbaro, L., Vétillard, F., Menassieu, P. & Van Halder, I. (2006): Liste commentée des Coléoptères carabiques (Coleoptera Carabidae) de la forêt des Landes de Gascogne. - *Bull. Soc. Linn. Bordeaux* 34: 197-210.
- Barbaro, L., Rossi, J.P., Vétillard, F., Nezan, J. & Jactel, H. (2007): The spatial distribution of birds and Carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography* 34: 652-664.
- Barber, H.S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. - *J. Elish. Mitchell Science Soc.* 46: 259-266.
- Barndt, D. (1976): Das NSG Pfaueninsel in Berlin. Faunistik und Ökologie der Carabiden. - Diss. Freie Univ. Berlin, 192 S.
- Barndt, D. (2004): Beitrag zur Arthropodenfauna des Lausitzer Neißegelbietes zwischen Preschen und Pusack - Faunenanalyse und Bewertung (Coleoptera, Heteroptera, Hymenoptera, Saltatoria, Araneae, Opiliones, u.a.). - *Märk. Ent. Nachr.* 6(2): 7-46.
- Barndt, D. (2005): Beitrag zur Arthropodenfauna des Naturparks Schlaubetal und Umgebung - Faunenanalyse und Bewertung (Coleoptera, Heteroptera, Saltatoria, Araneae, Opiliones u.a.). - *Märk. Ent. Nachr.* 7(2): 45-102.
- Barndt, D. (2012): Beitrag zur Kenntnis der Arthropodenfauna der Zwischenmoore Butzener Bagen, Trockenes Luch und Möllensee bei Lieberose (Land Brandenburg) (Coleoptera, Heteroptera, Hymenoptera part., Auchenorrhyncha, Saltatoria, Diptera part., Diplopoda, Chilopoda, Araneae, Opiliones, u.a.). - *Märk. Ent. Nachr.* 14(1): 147-200 + Anh.
- Barndt, D. & Gospodar, U. & Platen, R. (1978): in: Sukopp, H. & Auhagen, A. (Bearb.): Die Naturschutzgebiete Großer Rohrpfuhl und Kleiner Rohrpfuhl im Stadforst Spandau. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Höhere Naturschutzbehörde Berlin, 195 S.
- Barndt, D., Brase, S., Glauche, M., Grütke, H., Kegel, B., Platen, R. & Winkelmann, H. (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) - mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). - *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* S6: 243-275.
- Barner, K. (1937): Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld I. - *Abh. Landesmus. Prov. Westf.* 8: 3-34.
- Barner, K. (1949): Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld. - *Abh. Landesmus. Naturkd. Münster* 12: 1-28.
- Barner, K. (1954): Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld III. - *Abh. Landesmus. Naturkd. Münster* 16(1): 3-64.
- Bärthol, R. (2003): Nieder- und Mittelwald in Franken. Waldwirtschaftsformen aus dem Mittelalter. - *Bad Windsheim*, 152 S.
- Barsevskis, A. (2003): Latvijas Skrejvaboles. - *Daugavpils*, 262 S. [In Lettisch].
- Barsevskis, A. (2007): Biogeography of the genus *Notophilus* DUMERIL, 1806. - *Baltic. J. Coleoptrol.* 7(1): 121-135.
- Bartak, M., Farkac, J., Jindra, Z. & Vrabec, V. (1995): Xylobiontic Animals of the Bavarian Forest (Preliminary Study). - Unveröff. Gutachten der Univ. Prag im Auftr. Nationalpark Bayer. Wald. - o. Pag.
- Basta, J., Kalab, J. & Moravec, P. (2002): Distribution and ecology of *Epaphius rivularis* (Coleoptera, Carabidae) from the Czech Republic. - *Klapalekiana* 38(3-4): 163-171.
- Bathon, H. & Rethmeyer, U. (1988): Zur epigäischen Fauna von Spargelfeldern in Südhessen. - *Mitt. DGAAE* 6: 188-193.
- Bauer, L. J. (1989): Moorland beetle communities on limestone habitat islands. I. Isolation, invasion and local species diversity in Carabids and Staphylinids. - *J. Anim. Ecol.* 58(3): 1077-1098.
- Bauer, S. (1982): Pflegemaßnahmen in Streuwiesengebieten: Entstehung, Wert und frühere Bewirtschaftung von Streuwiesen sowie Auswirkungen heutiger Pflege auf ihre Tierwelt. - Diss. Univ. Tübingen, Fak. Biol., 201 S.
- Bauer, T. (1985): Beetles which use a setal trap to hunt springtails: the hunting strategy and apparatus of *Leistus*. - *Pedobiologica* 28: 275-287.
- Bauer, T. (1986): How to capture springtails on the soil surface: the method of *Loricera pilicornis*. - *Szyszkowski*, J. (1986): 43-48.
- Baum F. (2003): Ungewöhnlicher Nachweis des Großen Puppenräubers (*Calosoma sycophanta*) vom Schwarzwaldrand bei Staufen im Breisgau. - *Mitt. Ent. Ver. Stuttg.* 38: 19-21.
- Baum, F. (2011): Käfer und Käferfauna am Belchen im Schwarzwald. (Teil 1). - download vom 6.6.2011 (<http://vorort.bund.net/suedlicher-oberrein>), 28 S.
- Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG, 2008): Wärme liebende Tiere im Weinberg. - http://www.lwg.bayern.de/weinbau/rebschutz_lebensraum_weinberg/12582/ (Ausdruck vom 25.6.2008, 2 S).
- BayFORKLIM (1996): Klimaatlas von Bayern. - 48 S. + Karten.
- BaySF (2009): Neue Käferart im Altmühltal entdeckt. - *AFZ/Der Wald* 24: 1341.
- Beck, L., Römbke, J., Paulus, R., Ruf, A., Scheurig, M., Spelda, J. & Woas, S. (2001): Bodenfauna und Umwelt - Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg. - Projektbericht FZKA-BWPLUS [veröff. Online], 131 S.
- Becker, J. (1972): Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae, Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. - Diss. Univ. Köln, 60 S. + Anh.
- Becker, J. (1977): Die Carabiden des Flughafens Köln/Bonn als Bioindikatoren für die Belastung eines anthropogenen Ökosystems. - *Decheniana Beih.* 20: 1-9.
- Beier, W. (2000): Ökofaunistische Untersuchungen zu *Bembidion nigricolor* aus ausgewählten Konversionsflächen Brandenburgs. - *Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth* 24: 341-344.
- Beier, W. & Korge, H. (2001): Biodiversität der Wirbellosenfauna im Gebiet des ehemaligen GUS-Truppenübungsplatzes Döberitz bei Potsdam (Land Brandenburg). Teil I: Käfer. - *Märk. Ent. Nachr.* 3, Sonderh. 1, 150 S.
- Beier, W., Hinrichsen, A. & Klatt, R. (1997): Ökofaunistische Untersuchungen auf ausgewählten Truppenübungsplätzen Brandenburgs. - *Brandenburgische Umwelt-Berichte (BUB)* 1: 130-137.
- Bengtsson, J. (1998): Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. - *Appl. Soil Ecol.* 10: 191-199.
- Bense, U. (1993): Käferfunde in Stammlektoren von Gehölzbeständen in Missen (Landkreis Calw). - *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ.* 73: 421-434.
- Bergeron, J.A.C., Spence, J.R. & Volney, W.J.A. (2011): Landscape patterns of species-level associations between ground-beetles and overstory trees in boreal forests of western Canada. - *ZooKeys* 147: 577-600.
- Bergmeier, E. (2008): Xero-thermophile Laubwälder und beweidete Gehölze der FFH-Richtlinie: was ist ein günstiger Erhaltungszustand? - *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 20: 108-124.
- Bernhardt-Römermann, M., Östreicher, S., Fischer, A., Kudernatsch, T. & Pfadenhauer, J. (2006): Das Galio-Carpinetum im Münchener Raum - Ergebnis früherer Bewirtschaftung? - *Tuexenia* 26: 27-36.
- Bernotat, D., Hendrichs, O. & Ssymank, A. (2007): Stellenwert der charakteristischen (Tier-)Arten der FFH-Lebensraumtypen in einer FFH-VP. - *Natur u. Landschaft* 86(1): 20-22.
- Bertrandi, F. & Zetto Brandmayr, T. (1991): Osservazioni sulla dieta e cenni sulla bionomia del genere *Harpalus* LATREILLE. - *Ber. Nat.-med. Ver. Innsbruck* 78: 145-155.
- Beutler, A. (1995): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. - *Natur und Kulturlandschaft* 1: 51-106.
- Beutler, A. (1997): Das Weidelandchaftsmodell: Großtiere und Vegetation Mitteleuropas im Jungpleistozän und Frühholozän, Versuch einer Rekonstruktion der natürlichen Landschaft. - *Natur und Kulturlandschaft* 2: 194-206.
- Beutler, A. (2003): Isar-Plan. Verbesserung des Hochwasserschutzes und naturnahe Umgestaltung der Isar unter Berücksichtigung der Erholungsnutzung zwischen südlicher Stadtgrenze und Corneliusbrücke in München. Monitoring-Programm, zoologische Untersuchungen. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Stadt München.
- Beutler, A., Klingshim, C. & Waldert, R. (2001): Laufkäfer. - In: Planungsbüro Dr. Schaller/Planungsbüro Beutler (2001): *Ökologische Langzeitbeobachtung Kernkraftwerk Isar. Datendokumentation Laufkäfer*. - Unveröff. Ber. im Auftr. EON, S. 131-167 + Anh.
- Bezdek, A. (2002): Relationship between geographic distribution and position of species on an ecological successional gradient in ground beetles. - *Ecol. (Bratislava)* 57(2): 191-197.
- Bezdek, A., Hurka, K. & Zeleny, J. (1997): Spolecenstva strevlikovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) a sitodkřídlych (Neuroptera) mokradu Cernis. - *Sbor. Jihoces. Muz. V. Ces. Budejovicich Prir. Vedy* 37: 53-61.
- Bezdek, A., Jaros, J. & Spitzer, K. (2006): Spatial distribution of ground beetles and moths (Lepidoptera) in the Mrtvy Luh bog, Sumava Mts. (Central Europe): a test of habitat island community. - *Biodiversity and Conservation* 15: 395-409.
- Blake, S., McCracken, D.I., Eyre, M.D., Garside, A., Foster, G.N. (2003): The relationship between the classification of Scottish ground beetle assemblages and the National Vegetation Classification of British plant species. - *Ecography* 26: 602-616.
- BLE (=Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, 2010-2012): Waldbrandstatistiken für die Bundesrepublik Deutschland der Jahre 2010, 2011, 2012. - www.ble.de (ohne Seitenangaben).
- Blick, T., Sachtelbein, J., Weid, R. & Wittig, S. (2002): Fauna und Flora von isolierten Felsköpfen der nördlichen Frankenalb. Laufkäfer. - *Internet-Veröffentlichung*, S. 7-9.
- Blumenthal, C. L. (1981): Einheimische *Carabus*-Arten als Bioindikatoren. - *Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal* 34: 70-77.
- Blumenthal, C.L. (1953): Die Laufkäfer der Lüneburger Heide. - *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens*, 1953.
- Blumenthal, C.L. (1961): Die Laufkäfer der Lüneburger Heide, Teil III. Zur Verbreitung des *Carabus violaceus* L. in Nordwestdeutschland. - *Z. Arbeitsgem. Österr. Ent.* 13(1): 24-27.
- Blumenthal, C.L. (1964): Jagd auf seltene *Carabus*-Arten. - *Nachrichtenbl. Bayer. Ent.* 13(10): 97-99.
- Blumenthal, C.L. (1969): Bemerkungen zur Käferfauna der Lüneburger Heide. - *Jahresh. Naturw. Verein Fürstentum Lüneburg* 31: 5-20.
- Blumenthal, C.L. & Nüssler, H. (1967): *Carabus (Mesocarabus) problematicus* HERBST in Mitteleuropa. - *Mitt. Münch. Ent. Ges.* 57: 54-82 + 1 Tafel.
- Blumenthal, C.L., Neudecker, C. & Neumann, U. (1977): *Carabus violaceus* L. in der Rheinprovinz - *Decheniana Beih.* 20: 10-21.
- Böcher, J. (1988): The Coleoptera of Greenland. - *Meddelelser om Greenland, Bioscience* 26, 100 S.
- Böcher, J. (1989a): Boreal insects in northernmost Greenland: palaeontological evidence from the Kap Kobenhavn Formation (Plio-Pleistocene), Peary Land. - *Fauna Norv. Ser. B.* 36: 37-43.
- Böcher, J. (1989b): First record of an interstitial insect from Greenland: *Amara alpina* (PAYKULL, 1790). - *Boreas* 18 (1): 1-4.
- Bogenrieder, A. & Sengbusch, P. von (2002): Untersuchungen zur Ökologie von *Pinus rotundata* LINK (Moor-Bergkiefer) im Südschwarzwald. - *Forschungsber. FZKA-BWPLUS Univ. Freiburg*, 138 S.
- Bohac, J. (2001): Epigeic beetles in montane spruce forests under long-term synergistic chronic effects in the Giant Mountains (Central Europe). - *Ekologia (Bratislava)* 20(1): 57-69.
- Bohac, J. & Matejcek, J. (2004): Inventarizacni pruzkum brouku (Coleoptera) na monitorovacich plochach v lesich Boubinskeho masivu z hlediska dalsiho monitorovani stavu biotopu - *Aktuality Sumaveskeho Vyzkumu* II: 212-217.
- Bohac, J. & Matejcek, J. (2008): Beetles of the National Nature Reserve Mionsi in Beskydy Mts. (Silesia, Czech Republic). - *Cas. Slezv. Muz. Opava (A)*: 57: 1-19.
- Bohac, J. & Matejka, K. (2011): Communities of epigeic beetles in the montane spruce forests of different decline stages in the Modrava area (Bohemian forest). - In: Matejka, K. (Hrsg.): *Management biodiversity v Krkonosich a na Sumava v roce 2010*: 1-12.
- Bohac, J., Frouz, J. & Syrovatka, O. (2005): Communities of Carabids and Staphylinids in seminatural and drained peat meadows in Southern Bohemia. - *Ekologia (Bratislava)* 24: 292-303.
- Bohac, J., Hanouskova, I. & Matejka, K. (2004): Effect of habitat fragmentation due to traffic impact of different intensity on the epigeic beetle communities in cultural landscape of the Czech Republic. - *Ekologia (Bratislava)* 23 Suppl. 1: 35-46.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Bohac, J., Scrubar, V., Matejka, K. & Stastny, J. (2006): The impact of tourism and landscape management in the Sumava National Park and the Sumava Landscape Protected Area on the epigeic beetle communities. - *Ekologia (Bratislava)* 25 Suppl. 3: 41-52.
- Bohn, U. (1981): Die Vegetation der Hohen Rhön - Gesellschaftsinventar, Bewertung, aktuelle Gefährdungen, Erhaltungsziele. - *Natur u. Landschaft* 56(10): 350-359.
- Bohn, U. & Große-Brauckmann, G. (1994): Renaturierungsprojekt Naturschutzgebiet „Rotes Moor“/Hohe Rhön. - Auszüge aus dem Exkursionsführer von 1988 zur Exkursion des AFSV am 8.10. 1994 im Bereich des Hessischen Forstamtes Hilders, 31 S.
- Bohn, U., Gollub, G., Hettwer, C., Neuhäuslova, Z., Schliüter, H. & Weber, H. (2003, Bearb.): Karte der natürlichen Vegetation Europas (Erläuterungsband). - 655 S. + Karten.
- Bolz, R. (1999): Mittel- und Hütewälder als ein Leitbild für eine „natürliche“ Waldform in Mitteleuropa. - *Natur- und Kulturlandschaft* 3: 198-207.
- Boness, M. (1975): Arthropoden im Hochwassergebiet von Flüssen. - *Bonn. zool. Beitr.* 26(4): 383-401.
- Bonn, A. (2000): Bedeutung der Hochwasser-Dynamik in Ufer- und Auwaldhabitaten: Naturschutzbiologie von Laufkäfern und Spinnen. - *Diss. Univ. Braunschweig*, 165 S.
- Bonn, A. & Kleinwächter, M. (1999): Microhabitat distribution of spider and ground beetles assemblages of frequently inundated river banks of the river Elbe. - *Z. Ökol. u. Natursch.* 8: 109-123.
- Bonn, A. & Schröder, B. (2001): Habitat models and their transfer for single- and multi species groups: a case study of Carabids in an alluvial forest. - *Ecography* 24: 483-496.
- Bönsel, D., Malten, A., Wagner, S. & Zizka, G. (2000): Flora, Fauna und Biotoptypen von Haupt- und Güterbahnhof in Frankfurt am Main. - *Kleine Senckenberg-Reihe* 38, 63 S. + Anh.
- Borcard, D. (1981): Utilisation de pièges Barber dans l'étude des Carabides forestiers sur un transect Grand-Maraix-Chasseral. - *Bull. soc. neuch. sci. nat.* 104: 107-118.
- Borcard, D. (1982): Etude des communautés de Carabidae dans quelques associations forestières de la région neuchâteloise: aspects statistiques. - *Bull. Soc. Ent. Suisse* 55: 169-179.
- Bornholdt, G. (1991): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. - *Marburg. Ent. Publ.* 2 (6): 1-330.
- Boscolo, T., Corazza, C. & Fabri, R. (2013): Monitoraggio dei Coleotteri Carabidi in due siti del Parco Regionale del Delta del Po (Emilia-Romagna, Italia) nell'ambito del progetto Climaparks. - *Quad. Mus. Storia Nat. Ferrara* 1: 91-102.
- Bortmann, I. (1996): Heterogenitäten der Besiedlung durch Laufkäfer in einem Buchenwald. - *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 22: 87-126.
- Brandes, D. (1996): Burgruinen als Habitatinseln. Ihre Flora und Vegetation sowie die Bedeutung für die Sukzessionsforschung und Naturschutz. - *Braunschw. naturk. Schr.* 5(1): 125-163.
- Bortz, J., Lienert, G.A. & Boehnke, K. (2008): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. (3. Aufl.). - Heidelberg, 929 S.
- Brandmayr, P. (1974): Auto- und synökologische Untersuchungen über die Carabiden zweier Vegetationseinheiten des slowenischen Küstenlandes. - das Carici (humilis)-Seslerietum juncifoliae und Seslerio (autumnalis)-Fagetum. - *Acta ent. Jugosl.* 10: 15-40.
- Brandmayr, P. (1980): Entomocenosi come indicatori delle modificazioni antropiche del paesaggio e pianificazione del territorio: esempi basati sullo studio di popolamenti a Coleotteri Carabidi. - *Atti. 12th Congr. Naz. Ital. Entomol. (Roma)* 263-283.
- Brandmayr, P. (1991): The reduction of metathoracic alae and a dispersal power of Carabid beetles along the evolutionary pathway into the mountains. - In: Lanzavecchia, G. & Valvassori, R. (Eds.): *Form and function in zoology. U.Z.I. Selected Symp. and Monographs* 5 (Mucci Editore, Modena): 363-378.
- Brandmayr, P., Brunello Zanitti, C. (1982): Le comunità a coleotteri Carabidi di alcune Quercio-Carpineti della bassa pianura del Friuli. - *Quaderni C.N.R.*, AQ/1/184: 69-124.
- Brandmayr, P., Chemini, C. & Minelli, A. (1985): Valutazioni dell'importanza relative delle specie in popolamenti di coleotteri Carabidi di siti forestali del trentino meridionale. - *Atti 14th Congr. Naz. Ital. Ent.*: 65-72.
- Brandmayr, P. & Pizzolotto, R. (1988): Indicatori „storici“ ed ecologici nella coleotterofauna terricola della foreste dell' Appennina. - *Atti del XV congresso Nazionale Italiano di Entomologia (L'Aquila)*: 589-608.
- Brandmayr, P. & Pizzolotto, R. (1990): Ground beetle coenoses in the landscape of the Nebrodi mountains, Sicily. - *Naturalista sicil.*, S. IV, XIV (suppl.): 51-64.
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1979): The evolution of parental care phenomena in Pterostichinae ground beetles, with special reference to the genera *Abax* and *Molops*. - *Misc. Papers. Landbouwhogeschool Wageneningen* 18: 35-49.
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1984a): Die comunità a Coleotteri Carabidi di due faggete del massiccio del Pollino e prima confronti zoosociologici con altri rilievi dell'area mediterranea. - *XXV Congresso della Società Italiana di Biogeografia, Riferredo (Potenza) 1984, Riassunti*: 18.
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1984b): Le comunità a coleotteri geoadefagi di alcune faggete ed abetine appenniniche, dal Casentino al M. Pollino. - *Biogeographia, Lav. Soc. It. Biogeograph.* 10 (n.s.): 685-699.
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1986a): Food and feeding behaviour of some *Licinus* species. - *Monitore zool. ital. (N.S.)* 20: 171-181.
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1986b): Phenology of ground beetles and its ecological significance in some of the main habitat types of Southern Europe. - In den Boer et al. (Hrsg.): *Carabid beetles, their adaptations and dynamics*: 195-220.
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1988): Comunità a Coleotteri Carabidi delle Dolomiti Sudorientali e delle Prealpi Carniche. *Studi Trent. Sci. nat.* 64, *Acta biol. suppl.*:125-250
- Brandmayr, P. & Zetto Brandmayr, T. (1994): The evolutionary history of the genus *Abax*. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): *Carabid beetles: Ecology and Evolution*: S. 19-24.
- Brandmayr, P., Colombetta, G. & Polli, S. (1983): Waldcarabiden des Triester Karstes als Bioindikatoren des makroklimatischen Überganges vom kontinentalen Europa zur Mediterraneis. - *Zool. Jb. Syst.* 110: 201-220.
- Brandmayr, P., Colombetta, G., Drovenik, B., Forti, F., Poldini, L. & Brandmayr, T.Z. (1980): Etude multidisciplinaire sur l'écologie de quelques Carabides endogés. - *Mém. Biospéol.* 7: 85-98.
- Brandmayr, P., Pizzolotto, R. & Scalerio, S. (2003a): Overview: Invertebrate diversity in Europe's alpine regions. - *Ecological studies* 167: 233-237.
- Brandmayr, P., Pizzolotto, R., Colombetta, G. & Zetto, T. (2009): In situ extinction of Carabid beetles and community changes in a protected suburban forest during the past century: the "Bosco Farneto" near Trieste (Italy). - *J. Insect. Conserv.* 13: 231-243.
- Brandmayr, P., Pizzolotto, R., Scalerio, S., Algieri, M.C. & Zetto, T. (2003b): Diversity patterns of Carabids in the Alps and the Apennines. - In: Nagy, I., Grabherr, G., Körner, C. & Thompson, D.B.A. (Eds.): *Alpine Biodiversity in Europe. Ecol. Studies* 167: 307-317.
- Brandmayr, P., Scalerio, S., Zetto, T. & Pizzolotto, R. (1998): Carabid population and community features as an "adaption" to the landscape system: Importance of the ecotope as a Landscape unit. - In: Baumgärtner et al. (1996): *Population and Community Ecology for Insect Management and Conservation. Proc. 20th Int. Congr. Entomol., Entomology and Population Dynamics Section (Florence, 25.-31.8.1996)*: 227-242.
- Brandmayr, P., Zetto, T. & Pizzolotto, R. (2005): I coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità. - *APAT, Manuali e linee guida*, 34, Roma.
- Brandstetter, C. & Kapp, A. (1997): Neue Laufkäferfunde aus Voralberg und dem Fürstentum Liechtenstein. - *Forschen & Entdecken (Dornbirn)*. 3: 235-240.
- Brandstetter, C.M., Kapp, A. & Schabel, F. (1993): Die Laufkäfer von Voralberg und Liechtenstein. - *Bürs*, 40 S. + Anh.
- Brandt, H., Bollow, H. & Scherney, F. (1960): Ein Beitrag zur Carabidenfauna Südbayerns. - *Nachrichtenbl. Bayer. Ent.* 9(2): 121-125.
- Bräu, M., Lorenz, W., Bissinger, M. & Manhart, C. (2001): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zur Offenhaltung artenschutzbedeutsamer degradierter Hochmoorflächen des Schönramer Filzes durch Beweidung. Zwischenbericht 2001 - Unveröff. Gutachten (Fa. Ifuplan) im Auftrag der ANL, 41 S.
- Bräu, M., Lorenz, W., Bissinger, M. & Schwibinger, M. (2000): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zur Offenhaltung artenschutzbedeutsamer degradierter Hochmoorflächen des Schönramer Filzes durch Beweidung. - Bericht 2000. Unveröff. Gutachten (Fa. Ifuplan) im Auftrag der ANL, 68 S.
- Braun, W. (1961): Die Vegetationsverhältnisse des Naturschutzgebietes „Eggstätt-Hemhofer Seenplatte“ im Chiemgau. - Unveröff. Zulassungsarbeit LMU München.
- Braune, A. (2007): Vergleich der Insektenfauna von einheimischen Ulmen und *Ulmus x resista* im Stadtgebiet München. - Unveröff. Diplomarbeit. TU München, 75 S. + Anh.
- Bräunicke, M. & Reck, H. (1997): 4.6. Laufkäfer. - In: Böcker, R. (Hrsg.): *Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorkomplexes Wurzacher Ried*. - *Agrarforschung in Baden-Württemberg* 28: 227-243.
- Bräunicke, M. & Trautner, J. (1999): Die Ahlenläufer-Arten der *Bembidion*-Untergattungen *Bracteon* und *Odontium* - Verbreitung, Bestandssituation, Habitate und Gefährdung charakteristischer Flußauere-Arten in Deutschland. - *Angew. Carabidol. Suppl.* 1, 79-94.
- Bräunicke, M. & Trautner, J. (2002): Die Laufkäfer der Bodenseeufer. Indikatoren für naturschutzfachliche Bedeutung und Entwicklungsziele. - *Bern*, 116 S.
- Bräunicke, M., Trautner, J. & Reck, H. (1997): Städtebauprojekt Stuttgart 21 - Bestandsaufnahme und Bewertung für Belange des Arten- und Biotopschutzes- Hrsg.; Amt für Umweltschutz Stadt Stuttgart; 154 S. + Anh.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. - *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- Brehm, J. (2004): Untersuchungen zur Erfolgskontrolle auf unterschiedlich behandelten Kalkmagerrasen im Landkreis Kronach, unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer, Heuschrecken, Tagfalter und Widderchen. - Unveröff. Diplomarbeit. FH Weihenstephan-Triesdorf, FB Umweltsicherung, 103 S. + Anh.
- Brehm, J. (2005): Erfassung von Laufkäfern in ausgewählten Schluchtwäldern der FFH-Gebiete 5635-302 Teilgebiet 13 „Geroldsgrüner Forst“ und 5734-303 „Zeyerner Grund“. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Forstdirektion Oberfranken-Mittelfranken, 31 S. + Anh.
- Brehm, J. (2006): Laufkäferkartierung in den Naturwaldreservaten „Ramschleite“ und „Kühberg“ im Frankenwald. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LWF, 18 S.
- Brehm, J. (2009): Laufkäferkartierung in den Naturwaldreservaten „Rainersgrund“ und „Hammerleite“ im Frankenwald. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LWF, Marktrodach, 16 S.
- Brei, A. (2007): Vergleich der Arthropodenzöosen in Kronen einheimischer und nicht einheimischer Baumarten (*Betula pendula*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Betula maximowicziana*, *Pterocarya rhoifolia*, *Quercus rubra*). - Unveröff. Abschlussarbeit TU München, 66 S.
- Breuning, S. (1926): Über *Carabus variolosus*. - *Koleopt. Rdsch.* 12: 19-25.
- Breuning, S. (1927-1928): Monographie der Gattung *Calosoma*. Teile I - III. - *Kol. Rdsch* 13: 129-232; *Wiener Ent. Z.* 44: 81-141; *Kol. Rdsch.* 14: 43-101.
- Breuning, S. (1932): Monographie der Gattung *Carabus* L. - Bestimmungstabellen der europäischen Coleopteren 104, S. 147-148 und S. 1166-1167.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P. & Sayer, J. (2008): Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? - *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Brose, U. (2000): Artengemeinschaften der Pflanzen- und Laufkäfergemeinschaften von Naßstellen auf mehreren räumlichen Skalenebenen. - *Diss. Univ. Potsdam*, 146 S. + Anh.
- Brose, U. (2003): Island biogeography of temporary wetland Carabid beetle communities. - *J. Biogeogr.* 30: 879-888.
- Brouwers, N.C. & Newton, A.C. (2009): Movement rates of woodland invertebrates: a systematic review of empirical evidence. - *Insect. Conserv. Divers.* 2: 10-22.
- Brown, W.J. (1950): The extralimital distribution of some species of Coleoptera. - *Can. Entomologist* 82: 197-205.
- Brüggemann, C. (2008): Vergleichend-ökologische Untersuchungen an Laufkäferzöosen (Coleoptera: Carabidae) unterschiedlich strukturierter Buchenwälder des Nationalparks Hainich (Thüringen) unter besonderer Berücksichtigung der chrono-ökologischen Einnischung und der stenotopen Waldart *Carabus irregularis*. Dissertation, Potsdam, 169 S. + Anh.
- Brunner, G. (2005): Die aktuelle Vegetation des Nürnberger Reichswaldes. Untersuchungen zur Pflanzensoziologie und Phytodiversität als Grundlage für den Naturschutz. - *Diss. Univ. Erlangen-Nürnberg*, 214 S. + Anh. und Karte.
- Brunner, H., Friess, T., Borovsky, M., Komposch, C., Komposch, H., Lazar, R., Lechner, B., Mariani, O., Maurer, B., Pail, W., Schatz, I. & Stiegler, C. (2013): Kleintierfauna unterkühlter Blockhalden in den Ostalpen. - *Natursch. Landschaftspl.* 45(1): 5-12.
- Bruno, S. (1968): Distribuzione, morfologica e ecologica del *Carabus planatus* CHAUDOUIR, 184. - *Boll. Acc. Gioniea Sc. Nat. Catania* 9: 382-394
- Bruschi, S. (2013): *Calosoma* of the World. - *Ravenna*, 314 S.
- Buchholz, S., Hannig, K. & Schirmel, J. (2009): Ground beetle assemblages of peat bog remnants in northwest Germany. - *Ent. Generalis* 32(2): 127-144.
- Buck, C. (1979): Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. - *Drosera* 2: 63-80.
- Büngener, P., Persohn, M. & Bettage, E. (1991): Verbreitung, Ökologie und Systematik der *Dromius*-Arten in Rheinessen-Pfalz. - *Mitt. Pollichia* 78: 189-239.
- Burakowski B., Mroczkowski M. & Stefanska, J. (1973/1974): Chrzaszczce - Coleoptera, Biegaczowate - Carabidae, cz. 1 und 2. Katalog fauny Polski. - *Polsk Akademia Nauk Instytut Zoologii (PWN)*, Warszawa, 23 (2): 1-233 und 23(3): 1-430.
- Burakowski, B. (1957): *Amara (Amara) pseudocommunis* sp. n. from Central Europe. - *Ann. Zool.* 16: 343-348.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Burakowski, B. (1967): Biology, ecology and distribution of *Amara pseudocommunis*. - Ann. Zool. 24: 485-526.
- Burakowski, B. (1986): The life-cycle and food preference of *Agonum quadripunctatum*. - In: den Boer, P.J., Grüm, L. & Szyszko, J. (Hrsg.): Feeding behaviour and accessibility of food for Carabid beetles: 35-39.
- Burgess, A.F. (1911): *Calosoma sycophanta*: its life history, behavior and successful colonisation in New England. - Bull. Dept. Agr. Washington 101, 94 S.
- Burmeister, E.-G. (1990): Die Tierwelt der Moore (speziell der Hochmoore). - In: Göttlich, H. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde: 29-49.
- Burmeister, E.G., Reiss, S. & Baehr, M. (1987): Tiergruppe 6: Wasserinsekten. - In: TU München-Weihenstephan & Planungsbüro Schaller: Ökologische Beweissicherung Kernkraftwerke Isar I und II, Bericht zur Erhebungsphase '83/84, Fachbereich Zoologie, Bd. II: Wirbellose. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Bayernwerk AG, S. 117-175.
- Burmeister, F. (1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. I. Aedeptera. I. Familienreihe: Caraboidea. Krefeld, 307 S. + Korrigendum (3 S.).
- Burmeister, J. (2004): Die Laufkäferfauna des Haspelmooses, als Beitrag für die Bewertung der vorkommenden FFH-Lebensraumtypen, im Vergleich der Erhebungen von Gefäßpflanzen, Torfmoosen, Wanzen und Wasserkäfern. - Unveröff. Bsc.-Arb. Forstwiss. Fak. TU München, 100 S. + Anh.
- Burmeister, J. (2008): Laufkäfer einer Kurzumtriebsfläche bei Kaufering (Lkr. Landsberg am Lech, Oberbayern) im Vergleich zu angrenzenden Lebensräumen. Unveröff. Bericht im Auftr. LWF, 13 S.
- Büro ABmann (1993): Zustandserfassung und Pflege- und Entwicklungsplan NSG „Todtenau und umgebende Auen“ (Kennziffer 200.47). - Freising, 106 S.
- Büro ASW (1989): Bestandsaufnahme von Carabiden und ausgewählten Araneen um NSG „Staffelberg“. - Unveröff. Gutachten Büro ASW, Strullendorf, 21 S. + Anh.
- Büro für Landschaftsökologie (1997): Zustandserfassung mit Pflege- und Entwicklungsplan Binnendünen bei Offenstetten. - Unveröff. Gutachten im Auftrag VÖF e.V., Langquaid.
- Büro für Landschaftsökologie Banse & ABmann (1986): Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgebiet Brandmoos. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Bayer. LfU.
- Büro Ökonzept (o.D.): Landschaftspflegerisches Entwicklungskonzept für das Abensberger Flugsandgebiet. Unveröff. Erläuterungsbericht mit Anhang und Karten im Maßstab 1:5000.
- Buse, J., Hübner, S. & Hilgers, J. (2012): Wiederfund von *Amara quenseli* ssp. *silvicola* ZIMMERMANN, 1832, in Rheinland-Pfalz. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12(2): 479-483.
- Bußler, H. (2013): Erfassung xylobionter Käferarten zur Identifikation primärer Kiefernstandorte im Naturschutz- und FFH-Gebiet „Stadtwald Augsburg“. - Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 117: 91-106.
- Bußler, H. & Müller-Kroehling, S. (2007): Käferarten als Zeiger autochthoner Kiefernstandorte in Bayern. - LWF Wissen 57: 52-56.
- Bußler, H., Jarzabek-Müller, A. & Müller-Kroehling, S. (2013): Die boreomontane Käferfauna des Naturwaldreservates „Zwickfilz“ im Inneren Bayerischen Wald. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 62(3/4): 58-62.
- Butterfield, J. & Coulson, J.C. (1983): The Carabid communities of peat and upland grasslands in northern England. - Holarctic Ecol. 6: 163-174.
- Butterweck, M. (1998): Metapopulationsstudien an Walddlaufkäfern. Einfluß von Korridoren und Trittssteinbiotopen. - Diss. Univ. Würzburg, 137 S. + Anh.
- Butterweck, M. & Jeschke, R. (2001): Wie schwer ist das Laufen im Wald? Laufwiderstandsmessungen an *Abax parallelepipedus* in unterschiedlichen Habitaten. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 99-104.
- Casale, A. & Giachino, P.M. (1994): Coleotteri Carabidi di ambienti lacustri e lacustro-torbose dell'antifeitoro morenico di Ivrea. - Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. St. Nat. Ferrara 6: 225-274.
- Casale, A., Sturani, M., Taglianti, A.V. (1982): Coleoptera Carabidae I. Introduzione, Paussinae, Carabinae. - Bologna, 499 S.
- Caspari, T. (1999a): Dokumentation der anthropogenen Beeinträchtigung des Basalt-Blockmeeres am Bauersberg (bei Bischofsheim a.d. Rhön) und deren Auswirkungen auf Standort und Biozönose. - Unveröff. Diplomarb. FH Weihenstephan, Fak. Umweltschutz, 124 S.
- Caspari, T. (1999b): Die anthropogene Beeinträchtigung des Basalt-Blockmeeres am Bauersberg bei Bischofsheim a.d. Rhön und deren Auswirkungen auf Standort und Biozönose. - Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg 39/40: 21-72.
- Chakali, G. & Belhadid, Z. (2005): Ground beetles forest population in Algeria. - Proc. 12th ECM: 51-55.
- Chemini, C. & Werth F (1982): Censimenti di Carabidi in tre ambienti forestali di Magre e Favogna (Provincia di Bolzano). - Stud. Trent. Sci. Nat. Acta Biol. 590: 201-211.
- Chernov, Y.I., Makarov, K.V. & Eremin, P.K. (2001): Family of ground beetles in the arctic fauna: communication II. - Ent. Rev. 81(1): 108-117.
- Chumak, V., Duelli, P., Ritzun, V., Obrist, M.K. & Wirz, P. (2005): Arthropod biodiversity in virgin and managed forests in Central Europe. - For. Snow. Lands. Res. 79(1/2): 101-109.
- Clausnitzer, H.-J. (1999): Bedeutung von Primärhabitaten für die mitteleuropäische Fauna. - Natursch. Landschaftspfl. 31(9): 261-266.
- Clot, F. (1990): Les érablais européennes - essai de synthèse. - Phytocoenologia 18: 409-564.
- Cole, L.C. (1949): The measurement of interspecific association. - Ecology 30: 411-424.
- Collins, C.W. & Holbrook, J.E.R. (1929): Trapping *Calosoma* Beetles. - J. Econ. Ent. 22: 562-569.
- Cook, J.H. (1936): A contribution towards a study of *Calosoma inquisitor*. - Trans. Soc. Brit. Ent. 3: 79-114.
- Coope, G.R. (1962): A Pleistocene coleopterous fauna with arctic affinities from Fladbury, Worcestershire. - Quart. J. Geol. Soc. Lond. 138: 103-123.
- Coope, G.R. (1967): The value of Quaternary insect faunas in the interpretation of ancient ecology and climate - in: Cushing, E.J. & Wright, H.E. (Hrsg.): Quaternary palaeoecology (Vol. 7 of the Proceedings of the VII. Congress of the Int. Assoc. for Quaternary Research): 359-380.
- Coope, G.R. (1975): Climatic fluctuations in northwest Europe since the last interglacial indicated by fossil assemblages of Coleoptera. - Geol. J. special issue 6: 153-168.
- Coope, G.R. (1977): Fossil coleopteran assemblages as sensitive indicators of climatic changes during the Devensian (last) cold stage. - Phil. Trans. Roy. Soc. London B. 280: 313-340.
- Coope, G.R. (1978): Constancy of insect species versus inconstancy of Quaternary environments. - In: Mound, L.A. & Waloff, N., (Hrsg.): Diversity of Insect Fauna. - Royal. Ent. Soc. London, Symp. 9: 176-187.
- Coope, G.R. (1986): Coleoptera Analysis. - In: Berglund, B.E. (Ed.): Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology (J. Wiley): 703-717.
- Coope, G.R. (1987): The responses of late Quaternary insect communities to sudden climatic changes. - In: Gee, J.H.R. & Giller, P.S., (Hrsg.): Organization of communities past and present. - Brit. Ecol. Soc. Symposium 27: 421-438.
- Coope, G.R. (1995): Insect faunas in ice age environments: why so little extinction?. - In: Lawton, J.H. & May, R.M. (Eds.): Extinction rates. - Oxford: 55-74.
- Coope, G.R. & Brophy, J.A. (1972): Late glacial environmental changes indicated by a coleopteran succession from North Wales. - Boreas 1: 97-142.
- Coope, G.R. & Lemdahl, G. (1995): Regional differences in the Lateglacial climate of northern Europe based on coleopteran analysis. - J. Quat. Sci. 10: 391-395.
- Coope, G.R. & Osborne, P.J. (1968): Report on a coleopterous fauna of a Roman well at Barnsley Park, Gloucestershire. - Transactions of the Bristol and Gloucestershire Archaeological Society 86: 84-87.
- Coope, G.R., Morgan, A. & Osborne, P.J. (1971): Fossil coleoptera as indicators of climatic fluctuations during the last glaciation in Britain. - Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol. 10: 87-101.
- Coope, G.R., Shotton, F.W. & Strachan, I. (1961): A Pleistocene fauna and flora from Upton Warren, Worcestershire. - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 244: 379-421.
- Coope, J.R. & Angus, R.B. (1975): An ecological study of a temperate interlude in the middle of the last glaciation, based on fossil coleoptera from Islewoth, Middlesex. - J. Anim. Ecol. 44: 365-391.
- Coulon, J., Marchal, P., Pupier, R., Richoux, P., Allemand, R., Genest, L.-C. & Clary, J. (2000): Coléoptères de Rhône-Alpes. Carabiques et Cicindèles. - Mus. D'Histoire naturelle de Lyon/Soc. Linnéenne de Lyon. - Lyon, 192 S.
- Critchley, B.R. (1967): *Leistus rufomarginatus* in Dorset. - Ent. month. Mag. 102: 120.
- Csiki, E. (1941): Die Käferfauna des Karpaten-Beckens. 1. Band Allgemeiner Teil und Caraboidea. - Budapest, 798 S.
- Dahl, T. (1925): Beiträge zur Ökologie der deutschen Carabiden. - Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 12: 1-99.
- Dalang, T. (1981): Zur Beurteilung der Biotopansprüche verschiedener Laufkäferarten auf Grund ihrer Verbreitung in Schweizer Wäldern. - Diss. ETH Zürich, 143 S.
- Dawson, N. (1965): A comparative study of the ecology of eight species of fenland Carabidae. - J. Anim. Ecol. 34: 299-314.
- Day, K.R. (1987): The species and community characteristics of ground beetles in some Northern Ireland nature reserves. - Proclamations of the Royal Irish Academy 87b: 65-82.
- Day, K.R., Marshall, S. & Heaney, C. (1993): Associations between forest type and invertebrates: ground beetle community patterns in a natural oakwood and juxtaposed conifer plantation. - Forestry 66 (1): 37-50.
- De Lapouge, G. (1902): Degré de l'évolution du genre *Carabus* à l'époque du pléistocène moyen. - Bull. Soc. Scient. Médic. de l'Ouest 11: 548-564.
- De Lapouge, G. (1903): Carabes de la tourbe des Alluvions anciennes et de Soignies. - Ann. Soc. Ent. Belg. 47: 227-240.
- De Vries, H.H. (1994): Size of habitat and presence of ground beetle species. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 253-259.
- De Vries, H. (1996a): Viability of ground beetle populations in fragmented heathlands. - Diss. Univ. Wageningen, 132 S. + Anh.
- De Vries, H.H. (1996b): Metapopulation structure of *Pterostichus lepidus* and *Olisthopus rotundatus* on heathland in the Netherlands: the results from transplant experiments. - Ann. Zool. Fenn. 33: 77-84.
- De Vries, H.H. & den Boer, P.J. (1990): Survival of populations of *Agonum ericeti* in relation to fragmentation of habitats. - Netherl. J. Zool. 40(3): 484-498.
- De Vries, H.H., Kamping, A., & Van Delden, W. (1994): A preliminary study of genetic variation in isolated populations of the ground beetles *Agonum ericeti*. - Proc. Sectl. Exp. Appl. Entomol. N. E. V. Amst. 5: 109-114.
- De Zordo, I. (1979a): Ökologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpiner Hochgebirges (Obergurgl, Tirol). III. Lebenszyklen und Zönitök von Coleopteren. - Veröff. Univ. Innsbruck 118, Alpin-Biol. Stud. XI: 1-131.
- De Zordo, I. (1979b): Phänologie von Carabiden im Hochgebirge Tirols (Obergurgl, Österreich). - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 66: 73-83.
- Debauche, H.R. (1962): The structural analysis of animal communities of the soil. - In: Murphy, P.W. (Ed.): Progress in Soil Zoology 10-25.
- Deichsel, R. (2007): Habitatfragmentierung in der urbanen Landschaft - Konsequenzen für die Biodiversität und Mobilität epigäischer Käfer (Col.: Carabidae und Staphylinidae) am Beispiel Berliner Waldfragmente. - Diss. Univ. Berlin, 162 S.
- Demuth, K. (1991): Laufkäfer. Faunistischer Fachbeitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG „Eggstätt-Hemhofer Seenplatte“. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Planungsbüro Siuda/Scheer, 12 S.
- Demuth, K. (1992): Fachbeitrag Laufkäfer. - In: IFANOS: Landschaftspflegerischer Begleitplan BAB A3 zum Vorentwurf Abschnitt Kreuz FÜ/ER-Kosbach, sechsspüriger Ausbau. - Unveröff. Gutachten.
- Demuth, K. (1993): Laufkäfer (Carabidae). - In IFANOS (1993): Pflege- und Entwicklungsplan NSG 500.27 "Gräbholz und Dachsberge" (Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. von Mittelfranken) S. 94-107.
- Demuth, K. (1995): Laufkäfer. - in: IFANOS (1995): Faunistische Untersuchungen zum geplanten Golfplatz bei Heppstädt. - Unveröff. Gutachten.
- Demuth, K. (1997): Faunistische Zustandserfassung des geplanten Naturschutzgebietes „Regnitzau“ bei Bamberg-Hirschland. B4. Fachbericht Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten (Auszug), 10 S.
- Demuth, K. (2003): Monitoring für die Erfolgskontrolle des Ökologischen Ausgleichs „Heideflächenprojekt“ Flughafen Nürnberg, Fachbericht Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten.
- Demuth, K. & Mägdefrau, K. (2004): Monitoring Ökokoito Flughafen Nürnberg, Fachbericht Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten.
- Den Boer, P.J. (1963): Lebeort (Habitat)-Bindung einiger Wald-Carabidenarten in Drente (Holland) in Zusammenhang mit Waldtypus, Boden und Strukturelementen des Waldes. - Mitt. Biol. Station Wjster Nr. 115, 10 S. + Anh.
- Den Boer, P.J. (1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. - In: R. Tüxen (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Internat. Symp. Stolzenau/Weser 1960: 172-183.
- Den Boer, P.J. (1970): On the significance of dispersal power for populations of Carabid beetles. - Oecologia 4: 1-28.
- Den Boer, P.J. (1971): On the dispersal power of Carabid beetles and its possible significance. - In: Den Boer, P.J. (Hrsg.): Dispersal and dispersal power of Carabid beetles. Misc. Papers Landbouwhogeschool, Wageningen 8: 119-135.
- Den Boer, P.J. (1981): On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. - Oecologia 50: 39-53.
- Den Boer, P.J. (1985): Fluctuations of density and survival of Carabid populations. - Oecologia 67: 322-330.
- Den Boer, P.J. (1986a): Facts, hypotheses and models on the part played by food in the dynamics of Carabid populations. - Szyszko, J. (1986): 81-96.
- Den Boer, P.J. (1986b): What can Carabid beetles tell us about dynamics of populations? - In: Den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics: S. 315-329.
- Den Boer, P.J. (1990): Density limits and survival of local populations in 64 Carabid species with different powers of dispersal. - J. evol. Biol. 3: 19-48.
- Den Boer, P.J. (1991): Seeing the trees for the wood: random walks or bounded fluctuations of population size? - Oecologia 86: 484-491.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Den Boer, P.J. & van Dijk, T.S. (1994): Carabid beetles in a changing environment. - Wageningen Agric. Univ. Papers 94(6): 1-30.
- Derenne, E. (1957): Catalogue des Coléoptères de Belgique. Fasc. II, I. Caraboidea-Carabidae. - Brüssel (Soc. Roy. Ent. Belg.), 116 S.
- Desender, K. (1983): *Trechus rivularis* Belg. n. sp. (Coleoptera, Carabidae), une espèce subarctique des Hautes Fagnes (Mont Rigi, Belgique) – Bull. Ann. Soc. Roy. Belg. Ent. 119: 177-183.
- Desender, K. (1986a): Distribution and Ecology of Carabid beetles in Belgium, Parts 1-4. - Brüssel, 30, 24, 23 + 48 S.
- Desender, K. (1986b): Ecology, distribution and dispersal power of endangered Carabid beetles in Belgium. - In: Velthuis, H.H.W. (Hrsg.): Proc. 3. Eur. Congr. Entomol.: 429-432.
- Desender, K. (1986c): Investigations on Coleoptera communities in different habitats. II. The Carabid fauna from 'Les Hautes Fagnes' (Mont Rigi, Belgium). – Bull. Inst. Roy. Sci. Nat. Belg. Ent. 56: 15-21.
- Desender, K. (1989): Dispersievermogen en ecologie van loopkevers in België: een evolutionaire benadering. - Brüssel, 136 S.
- Desender, K. & Turin, H. (1989): Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four west European countries since 1950. - Biol. Conserv. 48: 277-294.
- Desender, K. & Vanden Bussche, K. (1998): Ecological diversity, assemblage structure and life cycles of ground beetles in the forest of Enme (East Flanders, Belgium). - Bull. K. Belg. Inst. Natuurw., Entomol. 68: 37-52.
- Desender, K., (1986d): Note sur l'extension et la distribution de *Cicindela silvicola* DEJEAN, 1822. - L'Entomologiste, 42: 201-203.
- Desender, K., Alderweireldt, M. & Maelfait, J.-P. (1991): Dry Heathland Vegetation Structure and Carabid beetles. - Proc. 4th ECE/XIII. SIEE (Gödöllő): 149-152.
- Desender, K., Dekonink, W. & Maes, D.M.M., Revecoeur, L., Dufrene, M., Jacobs, M., Lambrechts, J., Pollet, M., Stassen, E. & Thys, N., (2008): Een nieuwe verspreidingsatlas van de loopkevers en zandloopkevers in België. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (INBO.R.2008.13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek & Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, 184 S.
- Desender, K., Dhyvetter, H., Drumont, A. & Warzee, N. (2006): Forest ground beetle assemblages and population genetics in the Wellin district (Ardennes, Belgium): a forest historical approach. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Entomologie 76: 123-133.
- Desender, K., Dufrene, M. & Maelfait, J.P. (1994): Long term dynamics of Carabid beetles in Belgium: a preliminary analysis on the influence of changing climate and land use by means of database covering more than a century. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 247-252.
- Desender, K., Erynck, A. & Tack, G. (1999): Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. - Belg. J. Zool. 129: 139-156.
- Desender, K., Gossiaux, P., Maelfait, J.P., Van Kerckvoorde, M. & Pollet, M. (1988): The position of the forest 'Zonienwoud' in the distribution of Carabid beetles in Belgium. - Acta Phytopath. Ent. Hung. 22 (1-4): 329-339.
- Desender, K., Maes, D., Maelfait, J.P. & Van Kerckvoorde, M. (1995): Een gedocumenteerde Rode lijst van de zandloopkevers en loopkevers van Vlaanderen. - Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 1: 1-208.
- Desender, K., Verdyck, P., Gaublomme, V.E., De Vos, B., Rogiers, N., Vanhoutte, L. & Quataert, P. (2001): Historische en recente bosontwikkeling in Vlaanderen: habitatkarakterisatie en niet-destructief conservatiegenetisch onderzoek bij loopkevers. - Eindverslag VLINA/0015, 122 S. + Beleg.
- Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes. - Diss. LMU München, 208 S.
- Detzel, P., Wolf-Schwenninger, K. & Schwenninger, H.R. (1989): Faunistische Grundlagenuntersuchungen für Dünenstandorte und Sandrasenvegetation im Regierungsbezirk Karlsruhe. - Unveröff. Gutachten i. Auftr. LFU Bad.-Württ. Stuttgart, 61 S. + Anh.
- Detzel, P., Schwenninger, H.R. & Wolf-Schwenninger, K. (1993): Zur Fauna der Binnendünen und Flugsandfelder Baden-Württembergs - Wildbienen, Laufkäfer und Heuschrecken. - Stiftung Naturschutzfonds Symposium 15.2.1993 (Karlsruhe): 55-64.
- Detzner, P. (1931): Am und um den Fichtelberg. - Ent. Jb. 40: 174-179.
- Diefenbach, G. (1990): Freilanduntersuchungen zur Ökologie in Schneisen von Energiefreileitungen unter besonderer Berücksichtigung von Laufkäfern (Carabidae) und Tagfaltern (Rhopalocera). - Diss. Univ. Tübingen Fak. Biol., 285 S. + Anh.
- Digweed, S.C., Currie, C.R., Carcamo, H.A. & Spence, J.R. (1995): Digging out the „digging-in effect“ of pitfall traps: influences of depletion and disturbance on catches of ground beetles. - Pedobiologia 39: 561-576.
- Dingler, M. (1934): Die Tierwelt des Spargelfeldes. - Z. angew. Entomol. 21: 291-328.
- Distler, C., Distler, H. & Hofmann, A. (1993): Ökologisches Gesamtkonzept Bayerischer Pfahl. - Schriften. LFU 125, 146 S.
- Dolek, M., Freese-Hager, A., Fritze, M., Muster, C. & Blick, T. (2009): Begleituntersuchungen zur Schweine-Eichelmast in einem ehemaligen Mittelwald bei Iphofen, Unterfranken, Wiederholungsaufnahme 2009. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LFU, 56 S. + Anh.
- Doane, C.C. & Schaefer, P.W. (1971): Field observations on the flight activity of *Calosoma sycophanta*. - Ann. Ent. Soc. Am. 6: 528.
- Döring, C. (1996): Zur Eignung GIS-gestützter zoologischer Vorhersagemodelle für den Arten- und Biotopschutz. - Artenschutzreport 6: 51-56.
- Döring, N. (1986): Bestandsaufnahme der Insektengruppen Tagfalter (Diurna) und Laufkäfer (Carabidae) der unterschiedlichen Teillebensräume im Schönbramer Filz. - Unveröff. Gutachten, 37 S.
- Dorn, K. (1926): Ein für Mitteleuropa neues Glazialrelikt [Rhönmoore, *Boreaphilus henningsianus*, Staphyl.: mit Erwähnung von *Epaphius rivularis*]. - Ent. Jb. 35: 118-119.
- Niedernied, K., Sühlig, A., Döring, C. & Judas, M. (1996): Analyse regionaler Verbreitungsmuster von Laufkäfern und Spinnen. - Artenschutzreport 6: 46-49.
- Dorow, W.H.O. & Kopelke, J.-P. (2006/2007): Hohestein. Zoologische Untersuchungen 1994-1996. - Naturwaldreservate in Hessen 7/2.2. - Mitt. Hess. Landesforstverw. 42, 246 + 339 S.
- Dorow, W.H.O., Flechtner, G. & Kopelke, J.-P. (2001/2004): Schönbusche. Zoologische Untersuchungen 1990-1992. - Naturwaldreservate in Hessen 6/2.2. - Frankfurt/Main, 339 + 552 S.
- Dorow, W.H.O., Blick, T. & Kopelke, J.-P. (2009/2010): Goldbachs- und Ziebachsrück. Zoologische Untersuchungen 1994-1996. - Naturwaldreservate in Hessen 11/2.2. - Mitt. Hess. Landesforstverw. 46, 323 + 270 S.
- Drees, C., Matern, A., Vermeulen, R. & Aßmann, T. (2007): The influence of habitat quality on populations: a plea for an amended approach in the conservation of *Agonum ericeti*. - Baltic. J. Coleopterol. 7(1): 1-8.
- Drioli, G. (1983): Geoadephaga Coleoptera communities of an arenaceous hill-system of the Slovene north-adriatic littoral karst. - Atti del. Mus. Friulano di Storia Naturale 5: 145-231.
- Du Bus De Warnaffe, G. & Dufrene, M. (2004): To what extent can management variables explain species assemblages? A study of Carabid beetles in forests. - Ecography 27: 701-714.
- Du Bus De Warnaffe, G. (2002): Impact des systèmes sylvoles sur la biodiversité: un approche comparative en Ardenne - Réaction de la flore vasculaire, des coléoptères Carabides et de l'avifaune chantaise à la structure de l'habitat forestier, à plusieurs échelles spatiales. Diss. Univ. Louvain, 133 S
- Du Chatenet, G. (2005): Coléoptères d'Europe. Vol. 1 Adepagha. - Verrières le Buisson, 626 S.
- Du Devoir, D. & Reeves, R.M. (1990): Feeding activity of Carabid beetles on Gypsy moth larvae at high-density prey populations. - J. ent. sci. 25: 341-356.
- Duellli, P., Chumak, V., Obrist, M.K. & Wirz, P. (2005): The biodiversity values of European virgin forests. - For. Snow. Landsc. Res. 79 (1): 91-99.
- Duellli, P., Studer, M. & Katz, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zoökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. - Schriften. Landschaftspfll. Natursch. 32: 211-222.
- Duff, A. (1993): Beetles of Somersset. - Taunton, 269 S.
- Dufrene, M. (1987): Distribution of Carabid beetles in a Belgian peat bog: preliminary results. - Acta Phytopath. Ent. Hung. 22(1-4): 349-355.
- Dufrene, M. (1990): Zoogeographical analysis of Carabid beetles in Belgium. - In: Stork, N. (Hrsg.): The role of ground beetles in ecological and environmental studies: 383-388.
- Dufrene, M. (1992): Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. - Diss. Univ. Louvain-la-Neuve, 195 S. + Anh.
- Dufrene, M. & Bagueette, M. (1989): Etude préliminaire des traits d'histoire naturelle et des caractéristiques écologiques des Carabides en expansion et en régression en Belgique. - Notes fauniques de Gembloux 13. 19-34.
- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - Ecol. Monographs 67(3): 343-366.
- Dufrene, M., Bagueette, M., Desender, K. & Maelfait, J.-P. (1990): Evaluation of Carabids as bioindicators: a case study in Belgium. - In: Stork, N. (Hrsg.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies: S. 377-381.
- Dufrene, M., Mercatoris, N. & Lebrun, P. (1990): Comparison of the temporal distributions of Carabid communities in two different regions. - in: Stork, N. (Hrsg.): The role of ground beetles in environmental studies: 371-375.
- Dülge, R., Andretzke, H., Handke, K., Hellbernd-Tiemann, L. & Rode, M. (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergemeinschaften. - Natur u. Landsch. 69(4): 148-156.
- Dunger, W., Peter, H.-U. & Tobisch, S. (1980): Eine Rasen-Wald-Catena im Leutratl bei Jena als pedozoologische Untersuchungsgebiet und ihre Laufkäferfauna. - Abh. Ber. Naturkundesmus. Görlitz 53 (2): 1-78.
- Düring, A. (2003): Molekularsystematische Untersuchungen am Carabidentaxon *Abax BONELLI* 1810. Eine phylogenetische und phyllogeographische Studie. - Diss. Univ. Bremen, 276 S. + Anh.
- Edinger, D. (2012): Vorkommen und Ansprüche der vier heimischen *Abax*-Arten in den Wäldern der mittleren Ebene. - Unveröff. Bsc-Arbeit TUM Lehrst. Tierökologie, 86 S. + Anh.
- Ehrendorfer, F. (1954): Gedanken zur Frage der Struktur und Anordnung der Lebensgemeinschaften. - Schriften. Angew. Pflanzensoziol., SF 1 (Festschr. Aichinger): 151-167.
- Eidam, P. (1941): *Carabus violaceus* L. und *purpurascens* F. - Ent. Bl. 37(1): 45-46.
- Eilertsen, O., Okland, R.H., Okland, T. & Pedersen, O. (1990): Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. - J. Veg. Sci. 1: 261-270.
- Elek, Z., Magura, T. & Tothmeresz, B. (2001): Impacts of non-native Norway spruce plantations on abundance and species richness of ground beetles. - Web Ecology 2: 32-37.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - Stuttgart, 1096 S.
- Elling, W., Heber, U., Polle, A. & Beese, F. (2007): Schädigung von Waldökosystemen. Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. - München, 422 S.
- Elton, C. (1946): Competition and the structure of ecological communities. - J. Anim. Ecol. 15: 54-68.
- Engel, J., Haase, R. & Zehlius, W. (1991): Pflege- und Entwicklungsplan NSG Weichser Moos. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Regierung von Oberbayern.
- Engel, K. (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. Teil 3/1. Arthropoden und Waldstraten - Unveröff. Abschlussber. Projekt L51 des BMBF und der Bayer. Staatsforstverwaltung.
- Engel, K. & Ammer, U. (2001): Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna. - Forstw. Cbl. 120: 242-255.
- Equihua, M. (1990): Fuzzy clustering of ecological data. - J. Ecol. 78: 519-534.
- Ermisch, K. & Langer, W. (1936): Die Käfer des sächsischen Vogtlandes in ökologischer und systematischer Darstellung. - Mitt. Vogtländ. Ges. (Plauen) 2: 1-197.
- Escherich, W. (1923): Die Forstinsekten Mitteleuropas. 2. Band. Berlin, 663 S.
- Evans, D. (2010): Interpreting the habitats of Annex I: past, present and future. - Acta Bot. Gallica 157(4): 677-668.
- Evans, W.G. (1971): The attraction of insects to forest fires. - In: Proc. Tall Timbers Conference on Ecological Animal Control by Habitat Management, Tall Timbers Research Station (Tallahassee, FL): 115-127.
- Ewald, J., Michler, B., Fischer, H., Kanold, A., Koch, K. & Walentowski, H. (2013): Vegetationskundliche Bewertung der Wald-Lebensraumtypen in den bayerischen Alpen. - LWF aktuell 96: 40-41.
- Eytholzer, R. (1995): Auswirkungen der Erschließung von Wäldern der montanen Stufe auf die Laufkäfer. - Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 68: 83-102.
- Eyre, M.D. & Luff, M.L. (1994) Carabid species assemblages of north-east England woodlands. In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: 277-281
- Eyre, M.D. & Rushton, S.P. (1989): Quantification of conservation criteria using invertebrates. - J. appl. Ecol. 26: 159-171.
- Eyre, M., Rushton, S., Luff, M. & Telfer, M. (2004): Predicting the distribution of ground beetle species (Coleoptera, Carabidae) in Britain using land cover variables – J. Environmental Man. 72: 163-174.
- Faas, M. (1997): Ein Vergleich der Carabidengemeinschaften unterschiedlich bewirtschafteter Ackerflächen im Raum Eching-Garching. - Unveröff. Diplomarb. TUM, FB Biologie, 155 S.
- Fager, E.W. (1957): Determination and analysis of recurrent groups. - Ecology 38(4): 586-595

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Falke, B. & Afsmann, T. (2001): Laufkäferuntersuchungen in nordwestdeutschen Hudewäldern und Hudelandschaften. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 51-54.
- Falke, B., Oevermann, S. & Afsmann, T. (2000a): Bedeutung und Folgen der Waldweide für stenotopie Laufkäferarten in nordwestdeutschen Wäldern. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 12: 289-294.
- Falke, B., Oevermann, S. & Afsmann, T. (2000b): Ground beetles in an medieval wood-pasture reserve in north-west Germany. - in: Brandmayr et al. (Hrsg.): Natural History and Applied Ecology of Carabid Beetles: 265-275.
- Farkac, J. & Fassati, M. (1999): Subspecific taxonomy of *Leistus montanus* from Central Europe. - Acta. Soc. Zool. Bohem. 63. 407-425.
- Farkac, J. & Hurka, K. (2003): Strevlikoviti. Hodnoceni biotopu na zaklade zjistení prezenca indikacne vyznamnych druhu broouku celedi strevlikovitych. - In: Sejak, J., Dejmál, I. u.a. (Hrsg.): Odnoceni a ocenovani biotopu Ceske Republiky. - Prag, 429 S.
- Farkac, J. & Hurka, K. (2006): *Carabus menetriesi* in der Tschechischen und in der Slowakischen Republik. - Angew. Carabidol. Suppl. 4: 29-33.
- Fassati, M. (1956): O geografické Variabilitě, Biologie a povodu druhu *Carabus menetriesi* e Československu (Über die geographische Variabilität, Biologie und über den Ursprung von *Carabus menetriesi* in der Tschechoslowakei). - Acta Faunistica Entomologica Musei Nationalis Pragae 1(9): 65-76 (Übersetzung Dr. P. Pechacek).
- Fazekas, J., Kadar, F. & Lövei, G.L. (1992): Comparison of ground beetle assemblages of an abandoned apple orchard and the bordering forest. - Acta Phytophth. Entom. Hung. 27: 233-238.
- Fedorenko, D.N. (1996): Reclassification of world *Dyschirius*, with a revision of the Palearctic fauna. - Sofia, 224 S.
- Felix, R. & Wielink, P. (2009): *Calodromius bifasciatus* and other Carabidae on 26 oak-trunks in a nature reserve in the Netherlands. - ZooKeys 100: 533-544.
- Ferenz, H. (1975): Anpassung von *Pterostichus nigrita* an subarktische Bedingungen. - Oecologia 19: 49-57.
- Firbas, F. & Rochow, M.v. (1956): Zur Geschichte der Moore und Wälder im Fichtelgebirge. - Forstwiss. Centralbl. 9/10: 367-380.
- Fischer, A. (1992): Das Leistungspotenzial der Natur als wesentliches Kriterium bei der Formulierung grundlegender Zielvorstellungen des Naturschutzes. - Laufener Seminararbeit. 2/92: 35-44.
- Fischer, A. (1995): Forstliche Vegetationskunde. - Pareys Studententexte 82 (Berlin), 315 S.
- Fischer, A. (2008): Langfristige Umsetzung der FFH-Richtlinie im Lichte globaler Änderungen. - Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 20: 125-137.
- Fischer, F.-P. (1990): Quantitative zoologische Untersuchung auf der Garchingener Haide. Bestandsaufnahme und Einrichtung von Langzeitbeobachtungsflächen. - Unveröff. Gutachten Inst. Zool. TUM im Auftr. Bayer. LfU, 165 S.
- Fischer, H. (1962): Die Tierwelt Schwabens, 5. Teil: Die Laufkäfer. - Ber. Naturf. Ges. Augsburg 15: 37-84.
- Fischer, L. (1900): Die Käferfauna der Kniebisgegend. - Mitt. Bad. zool. Ver. 8: 143-153.
- Fischer, P., Heinken, T., Meyer, P., Schmidt, M. & Waesch, G. (2009): Zur Abgrenzung und Situation des FFH-Lebensraumtyps „Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ (91T0) in Deutschland. - Natur u. Landschaft. 84 (6): 281-287.
- Fischer-Leipold, O. (1990): Zoologische Untersuchungen im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie zum Bau der A6 Pfreimd-Waidhaus: Heuschrecken und Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Büro Schober, 28 S. + Anh.
- Fischer-Leipold, O. (2002): Schriftl. Mitteilung per E-Mail vom 25.9.2002.
- Fishpool, M. & Usher, M.B. (1989): Association between Carabid beetle distribution and vegetation on the North York moors. - Naturalist 114: 41-50.
- Flach, K. (1884): Käfer der Unterpleistocaenen Ablagerungen. - Verh. Med. Ges. Würzburg 18 (3): 285-297 + Tafel.
- Flade, M. (1995): Überlegungen zu Brandheiden und ihren Biozönosen im Lichte aktueller naturschutzstrategischer Fragen im Land Brandenburg. - Natur und Kulturlandschaft 1: 149-152.
- Flade, M. (2000): Verantwortung des Artenschutzes in Europa. - LWF-Bericht 27: 93-101.
- Flechtner, G., Dorow, W.H.O. & Kopelke, J.-P. (1999/2000): Niddahänge östliche Rudighain. Zoologische Untersuchungen 1990-1992. - Naturwaldreservate in Hessen 5/2.2. - Mitt. Hess. Landesforstverw. 32, 550 + 740 S.
- Fuchs, G. (1969): Die ökologische Bedeutung von Waldhecken in der Agrarlandschaft Nordwestdeutschlands am Beispiel der Käfer. - Pedobiologia 9: 432-458.
- Fuchs, H. & Bußler, H. (2008): 25. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Bayerischer Koleopterologen (Auszug Laufkäfer). - Nachr.bl. Bayer. Ent. 57(1/2): 2-3.
- Flüße, J. & Zucchi, H. (1993): Besiedlung innerstädtischer Kleinstgrünflächen durch Spinnen und Laufkäfer (Araneae et Carabidae). - Z. Ökologie u. Naturschutz 2: 99 - 112.
- Folwaczny, B. (1959): Bestimmungstabelle der Arten der Untergattung *Acupalpus* s.str. - Ent. Bl. 55: 175-186.
- Forel, J. & Leplat, J. (1995): Les Carabes de France. I - Venette, 320 S.
- Forsskaal, B. (1972): The invertebrate fauna of the Kilpisjärvi area, Finnish Lapland. 9. Carabidae, with special notes on ecology and breeding biology. - Acta Soc. Fauna Flora Fenn. 80: 99-119.
- Förster, D. (1986): Zur Habitatbindung von Laufkäfern in verschiedenen Höhenlagen und Nutzungstypen. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 79 S.
- Förster, D. (1987): Habitatbewertung mittels der Laufkäferfauna im Nationalpark Berchtesgaden. - Unveröff. Abschlussbericht zum Forschungsauftrag MAB 6, FB 04 Zoologie, 77 S.
- Förster, D. (1988): Exemplarische Erhebungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna im Naturwaldreservats Schmidtsberg. - Unveröff. Gutachten der Ökol. Bildungsstätte Mittwitz, 4 S.
- Främb's, H. (1983): Die Carabidenfauna des Schnaakenmoors. - Unveröff. Gutachten, 15 S.
- Främb's, H. (1988): Habitatpräferenz von Carabiden auf Palsmooren in Torne-Lappmark, Schweden. - Mitt. DGAAE 6: 379-390.
- Främb's, H. (1990): Changes in Carabid beetle populations on a regenerating, excavated peat bog in Northwest Germany. - In: Stork, N. (Hrsg.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies: 157-169.
- Främb's, H. (1993): Hochmoor-Regeneration. Laufkäfer (Carabidae) als Indikatoren von Sukzessionen auf Schwarztorf-Abbaufächen. - In Eikhorst, R. (Hrsg.): Beiträge zur Pflege und Entwicklung von Lebensräumen. - Rangsdorf: 47-61.
- Främb's, H. (1994): The importance of habitat structure and food supply for Carabid beetles in peat bogs. - Memoirs of the Ent. Soc. Canada 169: 145-159.
- Främb's, H. & Mossakowski, D. (2001): Dynamik von Laufkäfer-Gemeinschaften nach Wiedervernässungsmaßnahmen im Leegmoor. - Angew. Landschaftsökol. 38: 107-152 + Anh.
- Främb's, H., Dormann, W. & Mossakowski, D. (2002): Spatial distribution of Carabid beetles on Zehlau Bog. - Baltic J. Coleopterol. 2(1): 7-13.
- Frank, J. & Konzelmann, E. (2002): Die Käfer Baden-Württembergs 1950-2000. - Fachdienst Naturschutz, Artenschutz 6, 290 S.
- Franz, H. (1932): Beiträge zur Koleopterengeographie der Karnischen und Julischen Alpen. - Kol. Rdsch. 18 (1/2): 36-48.
- Franz, H. (1936): Die hochalpine Koleopterenfauna der Karnischen und Venetianer Alpen. - Kol. Rdsch. 22: 230-251.
- Franz, H. (1943): Die Landtierwelt der Mittleren Hohen Tauern. - Springer, Wien 552 S.
- Franz, H. (1950): Prä- und interglaziale Relikte in der Bodenfauna der Nordostalpen. - VIII. Int. Kongr. Entomol. Stockholm (1950), 382-400.
- Franz, H. (1951): Der „hochalpine“ Charakter der Felsheidenfauna in den Ostalpen. - Biol. generalis 19(3): 299-311.
- Franz, H. (1963): Biozönotische und synökologische Untersuchungen über die Bodenfauna und ihre Beziehungen zur Mikro- und Makroflora. - Proc. Coll. Soil Fauna (Soil Organisms), Oosterbeek 1962: 345-367.
- Franz, H. (1969): Zur Kenntnis der Rassenbildung bei *Trechus alpicola*. - Koleopt. Rdsch. 46/47: 7-9.
- Franz, H. (1970): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Bd. III. Teil Laufkäfer. - Innsbruck und München, 3-173.
- Franz, H. (1971): Beiträge zur Zoogeographie der Bergamasker Alpen und der Berninagruppe. - Zeitschr. Arbeitgem. Österr. Ent. 23(1): 2-10.
- Franz, H. (1972): Urwaldrelikte in der Koleopterenfauna des pannonischen Klimagebietes im Osten Österreichs. - Fol. Ent. Hung. 25(19): 313-325.
- Franz, H. (1975): Die Bodenfauna der Erde in biozönotischer Betrachtung. - Wiesbaden, 796 S. + Tabellenband (485 S.).
- Franz, H. (1984): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten - Hauptteil. - in: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, 1. Fassung, 2. geringfügig korrigierte Aufl. - Wien, 243 S.
- Franzen, M. (1995): Nachweise von *Carabus irregularis* aus Rheinland-Pfalz. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 8: 5-15.
- Freléchoux, F., Buttler, A., Schweingruber, F.H. & Gobat, J.-M. (2000): Stand structure, invasion, and growth dynamics of bog pine (*Pinus uncinata* var. *rotundata*) in relation to peat cutting and drainage in the Jura Mountains, Switzerland. - Can. J. For. Res. 30: 1114-1126.
- Freude, H. (1959): Über zwei bemerkenswerte Laufkäfer des bayerischen Alpenraumes. Jb. Verein zum Schutz der Alpenpflanzen und Tiere. 24: 102-105.
- Freude, H. (1976): Carabidae (Laufkäfer). - in: Freude, H., Harde, K.W. & Lohse, G.A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 2. - Krefeld, 302 S.
- Freude, H. (1983): Carabidenstudien. 4. *Pterostichus fasciatuspunctatus* und seine Rassen. - Nachr.bl. Bayer. Ent. 32: 1-5.
- Freude, H. (1985): Bedeutsame Carabidenfunde des Herrn Döberl im Niederbayerischen Raum. - Acta coleopterologica 1: 19-20.
- Frick, D. (2012): Untersuchungen zur Ausbreitung, Einnischung und Konkurrenz an der rezenten Ausbreitungsgrenze des *Carabus auratus*. - Unveröff. Bsc-Arbeit TUM Lehrst. Tierökologie, 58 S. + Anh.
- Friden, A. (1963): Ein Vergleich zwischen den Käferfaunen oligotropher und mesotropher *Sphagnum*-Biotope in Västergötland, Schweden. - Opusc. Ent. 28(3): 242-248.
- Friebe, B. (1983): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 3. Die Käferfauna. - Carologia 41: 46-80.
- Friedrich, H. (1993): *Licinus hoffmannseggii* PANZER, 1797 - bestätigt für die Rheinprovinz. - Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopt. 3 (4): 131-134.
- Frisch, J. (1995): Die Käferfauna des Rotten Moores. Eine ökologisch-faunistische Studie zur Käferfauna der Rhönmoore. - Beitr. Naturkde. Osthessen 30: 3-180.
- Frisch, J. & Müller-Kroehling, S. (2012): Käfer (Coleoptera). - In: Jenrich, J. & Kiefer, W. (2012): Das Rote Moor. Ein Juwel in der Hochrhön. - Fulda, 230-255.
- Fritz, H.-G. & Ludewig, H.-H. (1999): Betrachtungen über das Pfungstzitter Moor im Landkreis Darmstadt-Dieburg. - Colluria 17: 75-96.
- Fritze, M.-A. (2003b): Die Laufkäfer des FFH-Gebietes „Feuchtgebiete um Rottenbach“. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. Oberfranken, 27 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (1991): Die Laufkäfer des Naturschutzgebietes „Naturwaldreservat Fichtelseemoor“. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Regierung von Oberfranken, 34 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (1995): Die Laufkäfer des Naturschutzgebietes „Craimosweiher“. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. Oberfranken, 45 S.
- Fritze, M.-A. (1998): Die Laufkäfergemeinschaften verschiedener Schilfröhrichte in Oberfranken (Bayern). - Angew. Carabidol. 1: 83-94.
- Fritze, M.-A. (2000a): Untersuchung der Laufkäferfauna unterschiedlicher Moorstandorte in Nordostbayern. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 17 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (2000b): Erfolgskontrolle zur Moorrenaturierung in den Gebieten Hagenhaus/Arzberger Forst und dem geplanten NSG Torfmoorhölle/Weissenstadt. - Unveröff. Gutachten im Auftr. des Naturparks Fichtelgebirge, 37 S.
- Fritze, M.-A. (2000c): Erfolgskontrolle zur Moorrenaturierung im Naturschutzgebiet „Zeitlmoos“ bei Wunsiedel. Unveröff. Gutachten im Auftr. des Naturparks Fichtelgebirge, 41 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (2001): Erfassung von Laufkäfern in ausgewählten Naturwaldreservaten der Frankenalb. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LWF, 28 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (2002): Erfassung von Laufkäfern in ausgewählten Naturwaldreservaten und naturnahen Wäldern in Nordbayern. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LWF, 28 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (2003a): Erfassung der Laufkäferzönosen zweier Blockhalden im Gipfelbereich des Schneebirgs (Oberfranken/Bayern). - Unveröff. Ber. im Auftr. Bayer. LWF, 15 S.
- Fritze, M.-A. (2006): Anbauversuche mit schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb. Laufkäfer der Kurzumtriebs-Versuchsfläche Wöllershof und angrenzender Lebensräume. Daten der Jahre 1995, 2000 und 2006. Kurzbericht und Artenliste. - Unveröff. Ber. im Auftr. Bayer. LWF, 7 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. (2007): Renaturierung der Berkelaue. Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Kreis Borken. 6.5. Laufkäfer. - Natursch. Biol. Vielf. 45: 173-209 + Anh.
- Fritze, M.-A. (2013): Laufkäferuntersuchungen im Nordwesten des Nationalparks Kellerwald-Edersee (Hessen) 2011/2012. - Philippia 16(1): 35-52.
- Fritze, M.-A. & Bliock, T. (2007): Erfolgskontrolle von Felsfreistellungen im Naturpark „Fränkische Schweiz“ mit Laufkäfern und Spinnen. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. Oberfranken, 28 S. + Anh.
- Fritze, M.-A. & Bliock, T. (2012): Wiederfunde von *Leistus piceus* im Fichtelgebirge (Oberfranken/Bayern) sowie Anmerkungen zum Lebensraum und zur Ökologie. - Angew. Carabidol. 9: 73-82.
- Fritze, M.-A. & Hannig, K. (2010): Verbreitung und Ökologie von *Leistus montanus* in Deutschland. - Angew. Carabidol. 9: 39-50.
- Fritze, M.-A. & Paill, W. (2008): Laufkäfer des Johnsbachtals im Nationalpark Gesäuse. - Schriften NP Gesäuse 3: 160-169.
- Fritze, M.-A. & Rebhahn, H. (1998a): Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“. - Laufener Seminararbeit. 8/98: 183-194.
- Fritze, M.-A. & Rebhahn, H. (1998b): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) der Ködnitzer Weinleite - Ergebnisse aus 5 Untersuchungs Jahren. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg 72: 31-48.
- Frohlich, C. (1897): Beiträge zur Fauna von Aschaffenburg um Umgegen. Die Käfer. - Mitt. Naturwiss. Ver. Aschaffenburg (Auszug Laufkäfer): S. 1-15.
- Fuchs, H. & Bußler, H. (2007): 24. Bericht der AG Bayerischer Entomologen. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 56(1/2): 43-44 (Auszug Laufkäfer).

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Fuellhaas, U. (1997): Der Einfluß von Vernässung und Überstaunungsmaßnahmen in degeneriertem Niedermoorgrünland auf ausgewählte Laufkäferarten. - Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 133-146.
- Fuhrmann, M. (1997): Erstnachweis von *Trechus rivularis* (Gyllenhal, 1810) in Westfalen. - Mitt. int. ent. Ver. Frankfurt 22: 67-69.
- Fuhrmann, M. (2007): Sandlaufkäfer und Laufkäfer im "Historischen Hauberg Fellinghausen". - in: LANUV (Hrsg.) Niederwälder in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Ökologie, Geschichte und Erhaltung. - LANUV Fachber. 1: 179-190 + Anl.
- Funke, W., Kenter, B., Baumann, K., Schwarz, E., Bellmann, H., Krauß, J. & Werth, H. (1995): Tiergesellschaften auf Windwurfflächen in Süddeutschland. - Untersuchungen an Arthropoden- und Avizönosen. - Veröff. PAÖ 12, 131-142.
- Funke, W., Kenter, B., Sattelmayer, E., Bellmann, H. & Jans, W. (1993): Sukzession der Lebensgemeinschaften einer Windwurffläche (Fichtenstandort Langenan). Untersuchungen an Arthropodenzoözen. - Veröff. PAÖ 7, 397-410. Karlsruhe.
- Fürsch, H. (1956): Funde von *Carabus variolosus* ssp. *nodulosus* FBR. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 5(11): 112.
- GAC, Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands. Wissensbasierter Katalog. - Angew. Carabidol. Suppl. 5: 1-45.
- Gauckler, K. (1938): Steppenheide und Steppenheidewald der Fränkischen Alb in pflanzensoziologischer, ökologischer und geographischer Betrachtung. - Ber. Bay. Bot. Ges. 23: 3-134.
- Gauckler, K. (1957): Die Gipshügel in Franken, ihr Pflanzenkleid und ihre Tierwelt. - Abh. naturhist. Ges. Nürnberg 29: 1-92.
- Gauckler, K. (1963): Beiträge zur Zoogeographie Frankens. Die Verbreitung montaner, kontinentaler, mediterraner und lusitanischer Tiere in nordbayerischen Landschaften. - Mitt. Fränk. Geogr. Ges. 10: 168-175.
- Gauckler, K. (1964): Areal, Biotop und Beharrungsvermögen des Perlengeschmückten Laufkäfers *Carabus hortensis* L. (= *Carabus gemmatus* F.). - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 13(8): 79-84.
- Gauckler, K. (1975): Die Verbreitung der Laufkäfer *Carabus monilis* und *Carabus scheidleri* in Europa und Nordbayern. - Nachr.bl. Bayer. Ent. 24(1): 6-9.
- Gauderer, M. (2004): Xylobionte Käfer in Baumkronen - ein Vergleich von Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) in Bayern. - Unveröff. Diplomarb. TU München, 99 S. + Anh.
- Gebert, J. (1994): Bemerkungen zur Insektenfauna im Landkreis Weißwasser aus der Sicht des Entomologen. Faunistische Untersuchungen im Komplex NSG „Alteicher Moor und Große Jeseritzen“ mit Bemerkungen zu angrenzenden Gebieten. - Heimatkd. Beitr. Lkr. Weißwasser/Oberlausitz 11: 65-79.
- Gebert, J. (2003): Kommentiertes Verzeichnis der Sandlaufkäfer und Laufkäfer des Freistaates Sachsen (Stand 5.2.2003). - Mitt. Sächs. Entomol. 63: 1-16.
- Gebert, J. (2006): Die Sandlaufkäfer und Laufkäfer von Sachsen, Beiträge zur Insektenfauna Sachsens 4, Teil 1 (Cicindelini-Loricini). - Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 10: 1-180.
- Gebert, J. (2007a): Bemerkungen zur aktuellen Verbreitung von *Carabus menetriesi pacholei* in Sachsen. - Ent. Nachr. Ber. 51: 101-105.
- Gebert, J. (2007b): Sandlaufkäfer und Laufkäfer in der Muskauer Heide - Bemerkungen zur aktuellen Situation, der Habitatentwicklung und vorläufige Prognosen an ausgewählten Beispielen (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae). - Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 15: 91-104.
- Gebert, J. (2007c): Bestimmungshilfen zu mitteleuropäischen Laufkäfern (Col.). - Mitteilungen Sächsischer Entomologen 78: 9-11.
- Gebert, J. (2009a): Bemerkungen zum Vorkommen von *Amara (Amara) pulpani* KULT., 1949 in Deutschland - neu für Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt. - Thür. Faun. Abh. 14: 169-173.
- Gebert, J. (2009b): Familie Carabidae. - In: Klausnitzer, B. et al. (Hrsg.): Die Käferfauna der Oberlausitz. Teil 1. - Beitr. Insektenfauna Sachsens 7: 63-77.
- Gebert, J. & Brozio F. (1997): Die Ernährungsgrundlagen der Populationen des Birkhuhnes (*Tetrao tetrix*) in der östlichen Muskauer Heide [mit Erfassung der Bodenfauna als Nahrungsgrundlage]. - In: Sächs. Akad. Natur und Umwelt (Hrsg.): Das Birkhuhn. Die Entwicklung von Birkhuhn-Populationen im Flachland und in Mittelgebirgen. - S. 5-17.
- Gebert, J. & Lorenz, J. (2003): Sandlaufkäfer und Laufkäfer. - In: Klausnitzer, B. & Reinhardt, R. (Hrsg.): Beiträge zur Insektenfauna Sachsens 1: Übersicht zur „Entomofauna Saxonica“ unter besonderer Berücksichtigung der FFH-Arten und der vom „Vom Aussterben bedrohten Arten“ in Sachsen. - Mitt. Sächs. Entomologen Suppl. 1: 16-23.
- Geiler, H. (1974): Zur Aktivität und Dispersion der Carabiden in Fichtenforsten des Tharandter Waldes. - Faunist. Abh. Staatl. Mus. Tierkd. Dresden 5: 1-71.
- Geiser, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeographische Interpretation. - Monographs on Coleoptera (Wien) 2: 706 S.
- Geiser, R. (1979): 7. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Bayerischer Koleopterologen. - Nachr.bl. Bayer. Entom. 28(3): 33-44.
- Geiser, R. (1980): Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der einheimischen Käferfauna. - Schriftenr. Naturschutz und Landschaftspflege 12: 71-80.
- Geiser, R. (1982a): Zoologische Beweissicherung: Arthropoden. - In: Lehrstuhl für Landschaftsökologie TU München-Weihenstephan (Hrsg.): Ökologische Beweissicherung zum Kernkraftwerk Isar 1, Zwischenbericht. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Bayerwerk AG, 80 S.
- Geiser, R. (1982b): Beurteilung des NSG „Garching Haide“ in Bezug auf seine Insektenfauna. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LfU (o. Pag.).
- Geiser, R. (1985): Überblick über den gegenwärtigen Bearbeitungsstand der faunistisch-ökologischen Erfassung der Käfer Bayerns. - Mitt. Münch. Ent. Ges. 74: 129-154.
- Geiser, R. (1992): Auch ohne *Homo sapiens* wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandchaft. - Laufener Seminarbeitr. 2/92: 22-34.
- Gerber, A. & Plachter, H. (1987): Vergleichende Untersuchungen zur Laufkäferfauna im Bereich des Ausgleichsbeckens Altmühltal. - Schriftenr. Bayer. LfU 77: 25-31.
- Gerend, R. (2008): Nachweise neuer und bemerkenswerter Käfer für die Fauna Luxemburgs (Insecta, Coleoptera). - Bull. Soc. Nat. Luxemb. 109: 107-131.
- Gerisch, M. & Schanowski A. (2009a): Differenzierung von Laufkäfergemeinschaften an der Mittleren Elbe am Beispiel des Roßlauer Oberluchs. - Natursch. i. Sachsen-Anhalt 46, Sonderh.: 124-129 + Anh.
- Gerisch, M. & Schanowski A. (2009b): Zur Regenerationsfähigkeit von Laufkäferzönosen nach einem extremen Sommerhochwasser an der Mittleren Elbe. - Natursch. i. Sachsen-Anhalt 46, Sonderh.: 68-75 + Anh.
- Gerken, B. (1981): Zum Einfluß periodischer Überflutungen auf bodenlebende Coleopteren in Auewäldern am südlichen Oberrhein. - Mitt. DGAAE 3: 130-134.
- Gerken, B. (1983): Moore und Sümpfe. Bedrohte Reste der Urlandschaft. - Freiburg, 107 S.
- Gerken, B. (1985): Zonationszönosen bodenlebender Käfer der Oberrhein-Niederung: Spiegel der Wandlung einer Stromauenlandschaft. - Mitt. DGAAE 4: 443-446.
- Gerken, B., Böttcher, H., Böwlinghof, F., Dörfer, K., Leuschack-Schneider, C., Robinson, A. & Wienhöfer, M. (1998): Treibgut und Genist - Landschaftsmüll oder Quelle und Antrieb dynamischer Lebensvorgänge in Auen? - Auen-Regeneration 1: 1-24.
- Gerken, B., Dörfer, K., Buschmann, M., Kamps-Schwob, S., Berthelmann, J. & Gertenbach, D. (1991): Composition and distribution of Carabid communities along rivers and ponds in the region of upper Weser (NW/ND/FRG) with respect to protection and management of a floodplain ecosystem. - Regulated Rivers: Res. Man. 6: 313-320.
- Gersdorf, E. (1937): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über die Carabiden der mecklenburgischen Landschaft. - Zool. Jb. Syst. 70: 18-86.
- Gersdorf, E. (1953): Eine bisher unbekannt Form von *Anisodactylus nemorivagus* Dft. (f. *nigripes* f. nov.) aus nordwestdeutschen Hochmooren. - Ent. Bl. 49: 115-117.
- Gersdorf, E. (1965): Die Carabidenfauna einer Moorweide und der umgebenden Hecke. - Z. angew. Zool. 52: 475-489.
- Gersdorf, E. & Kuntze, K. (1957a): Bestimmungstabelle der *Amara*-Arten Deutschlands. - Ent. Bl. 53: 3-21.
- Gersdorf, E. & Kuntze, K. (1957b): Zur Faunistik der Carabiden Niedersachsens. Ber. naturh. Ges. Hannover 103: 101-136.
- Gerstmeier, R. (1996): Die Laufkäferfauna in Uferstreifen eines bayerischen Fließgewässers. - Verh. 14. Int. Sympos. Entomofaunistik Mitteleuropa (SIEEC, München 1994), 122-129.
- Gerstmeier, R. & Lang, C. (1996): Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. - Z. Ökologie Naturschutz 5: 1-14.
- Gerstmeier, R., Boockhagen, D. & Carl, M. (1994): Ökologisch-faunistische Untersuchungen zur Bemessung und Pflege von Uferstreifen an Fließgewässern im Voralpengebiet. - Verh. Ges. Ökol. 23: 221-230.
- Gerstmeier, R., Lux-Endrich, A. & Burmeister, E.-G. (1992): Literaturvergleich von Bestandserhebungen ausgewählter terrestrischer Arthropodengruppen zur Biotopgütebestimmung. - Ber. ANL 16: 229-236.
- Chilarov, M.S. (1961): Die Veränderung der Steppenbodenfauna unter dem Einfluß der künstlichen Bewaldung. - Beitr. Entomol. 11 (3/4): 256-269.
- Giers, E. (1973): Die Habitatgrenzen der Carabiden im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes. - Abh. Westf. Landesmus. Naturkde. Münster 35(3): 1-36.
- Giers-Tiedtke, E., Schiller, W., Hockmann, P., Niehues, F.-J. & Weber, F. (1998): Hinweise auf die Wirksamkeit abiotischer Schlüsselfaktoren in Carabiden-Populationen - Erkenntnisse aus mehr- und vieljährigen Untersuchungen. - Schriftenr. Landschaftspfll. Natursch. 58: 229-241.
- Gleason, H.A. (1926): The individualistic concept of the plant association. - Bull. Torrey Bot. Club 53: 7-26.
- Glenz, R. (1971): *Carabus menetriesi* HUMM. im Bayerischen Wald. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 20(1): 14-15.
- Gobbi, M., Isaia, M. & De Bernardi, F. (2010): Arthropod colonization of a debris-covered glacier. - The Holocene Online First 9/2010, 7 S.
- Gongalsky, K.B., Wikars, L.-O. & Persson, T. (2003): Dynamics of pyrophilous Carabids in burned pine forest in Central Sweden. - Baltic. J. Coleopterol. 3(2): 107-112.
- Gongalsky, K.B., Midtgaard, F. & Overgaard, H. (2005): Prescribed burning effects on Carabid beetles in a Norway spruce forest. - Proc. 12th ECM: 147-152.
- Goodall, D.W. (1954): Vegetational classification and vegetational continua. - Schriftenr. Angew. Pflanzensoziol., SF 1 (Festschr. Aichinger): 168-182.
- Gospodar, U. (1981): Statik und Dynamik der Carabidenfauna einer Trümmerschutt-Deponie im LSG Grunewald in Berlin (West). - Diss. FU Berlin, 225 S.
- Götzke, A. (2006): Entwicklung einer Naturschutzkonzeption in Weinbaubetrieben auf der Grundlage einer vergleichenden Untersuchung faunistischer und betriebswirtschaftlicher Parameter praxisüblich und ökologisch erzeugter Weinbaubetriebe. - Diss. Univ. Würzburg, 279 S.
- Grämer, R. (1966): Die Carabidae Mittel- und Ost Sachsens. Teil I Gattung *Cychnus*, *Carabus* und *Calosoma*. - Faunist. Abh. Staatl. Mus. Tierkd. Dresden 28(7): 295-335
- Greenslade, P.J.M. (1963): The habitats of some Carabidae. - Ent. month. Mag. 99: 129-132.
- Greenslade, P.J.M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae. - J. Anim. Ecol. 33: 301-310.
- Greenslade, P.J.M. (1968): Habitat and altitude distribution of Carabidae in Argyll, Scotland. - Trans. Roy. Ent. Soc. London 120: 39-54.
- Greenslade, P.J.M. (1983): Adversity selection and the habitat tplement. - Amer. Nat. 122: 352-365.
- Grew, A. (2011): Kommentierte Arteninventare diverser Tiergruppen (Spinnen, Libellen, Heuschrecken, Zikaden, Lauf- und adophage Wasserkäfer) aus ausgewählten Wald-Moor-Lebensräumen im Heidegebiet bei Bechhofen (Mfr.). - Unveröff. Diplomarb. FH Weihenstephan-Triesdorf, 119 S. + Anh.
- Gries, B., Mossakowski, D. & Weber, F. (1973): Coleoptera Westfalica: Familie Carabidae, Genera *Cychnus*, *Carabus* und *Calosoma*. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. Münster 35 (4): 3-79.
- Grosseschallau, H. (1981): Ökologische Valenzen der Carabiden in hochmontanen, naturnahen Habitaten des Sauerlandes (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 43(3): 3-34.
- Grube, R. & Beier, W. (1998): Die Laufkäferfauna von Sandoffenflächen und initialen Sukzessionsstadien auf ehemaligen Truppenübungsplätzen Brandenburgs. - Angew. Carabidol. 1: 63-72.
- Grüm, L. (1986a): Density fluctuations in a Carabid guild. - In: den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics. - S. 343-359.
- Grüm, L. (1986b): The energy flow through Carabid communities inhabiting forests. - In: den Boer, P.J., Grüm, L. & Szyszko, J. (Hrsg.): Feeding behaviour and accessibility of food for Carabid beetles: 157-167.
- Grüm, L. (1994a): Minimum populations of Carabid beetles. - In: Remmert, H. (Hrsg.): Minimum Animal Populations. - Berlin, 156 S.
- Grüm, L. (1994b): Habitat preference and competition among *Carabus*. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 295-298.
- Grüm, L. (2007): Twenty years have passed... - Baltic. J. Coleopterol. 7(2): 215-218.
- Grundmann, B. (1991): Die Coleopterenfauna des Oppenweher Moores. - Ber.Naturwiss. Ver. Bielefeld und Umgegend 32: 77-123.
- Grundmann, B. & Erbeling, L. (1992): Zur Käferfauna des Naturschutzgebietes Bommecketal in Plettenberg (Märkischer Kreis, Sauerland) - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 54 (2), 30 S.
- Gruschwitz, M. (1979): Möglichkeiten zur ökologischen Standortdiagnose eines Hartholzauwaldes, dargestellt am Beispiel der Carabidenfauna. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Bonn, 226 S.
- Gruschwitz, M. (1983): Populationsökologische Untersuchungen zur räumlichen Differenzierung von Carabidae in einem Biotopmosaik. - Diss. Univ. Bonn, 181 S.
- Gruttko, H. (1989): Ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an der Carabidenfauna eines Ruderalökosystems. - Schriftenr. FB Landschaftsentwicklung TU Berlin 66: 1-235.
- Gruttko, H. (1991): Characteristics of the Carabid fauna of small hedge- and woodland habitats within arable fields. - Proc. 4th ECE/XIII. SIEC (Gödöllö): 303-309.
- Gruttko, H. (1994): Dispersal of Carabid species along a linear sequence of young hedge plantations. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: 299-303.
- Gruttko, H. (2001): Welche Bedeutung haben Habitatgröße und -Isolation für das Vorkommen walddisperser Laufkäfer in Waldrelikten und Kleingehölzen einer Agrarlandschaft? - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 81-98.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Gruttko, H. (2010): Verantwortlichkeit für den Schutz und Raumbedeutsamkeit von Laufkäfern in Deutschland: Taxa welcher Lebensräume Deutschlands sind betroffen? - *Angew. Carabidol.* 9: 11-24.
- Gruttko, H. & Kiehlhorn, U. (1990): Gutachten zur Vegetation und epigäischen Makrofauna biologisch-dynamisch gepflegter Forstflächen in Berlin. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, 57 S.
- Gruttko, H. & Ludwig, G. (2004): Konzept zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten mit Vorkommen in Mitteleuropa: Neuerungen, Präzisierungen und Anwendungen. - *Natur u. Landschaft.* 79(6): 271-275.
- Gruttko, H. & Weigmann, G. (1990): Ecological studies on the Carabid fauna of ruderal ecosystem in Berlin. - in: Stork, N. (Hrsg.): The role of ground beetles in environmental studies: 181-189.
- Gruttko, H. & Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzanzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft - ein F+E-Vorhaben. - *Natur u. Landschaft.* 68: 367-376.
- Gueorguiev, B.V. & Sakalian, V.P. (1997): Vertical distribution of Carabinae in Bulgaria. - *Acta Zool. Bulgarica* 49: 52-57.
- Günther, J. (2003): Aussterben und Kolonisieren. Zur Dynamik und Stabilität ausgewählter Laufkäfer-Populationen. - *Kumul. Diss. Univ. Lüneburg*, 144 S.
- Günther, J. & Alßmann, T. (2000): Competition in the woodland? Phenology, body mass and body length of coexisting *Carabus* species - preliminary results. - In: Brandmayr, P., Lövei, G.L., Zetto Brandmayr, T., Casale, A., Vigna Taglianti, A. (Hrsg.): Natural history and applied ecology of Carabid beetles. - Sofia (Pensoft) 185-195.
- Günther, J. & Hölscher, B. (2004): Verbreitung, Populations- und Nahrungsökologie von *Elaphrus aureus* in Nordwestdeutschland. - *Angew. Carabidol.* 6: 15-27.
- Gürlich, S. (1999): Die Laufkäferfauna der Tiedelbe. - *Angew. Carabidol. Suppl.* 1, 3-32.
- Gürlich, S., Suikat, R. & Ziegler, W. (2011): Die Käfer Schleswig-Holsteins. Rote Liste. - *Schriften. LLUR SH-Natur RL 23*, 3 Bände, 126, 98 und 109 S.
- Güth, M., Mrzljak, J. & Durka, W. (2005): Genetic population structure of *Calathus erratus* in disturbed open landscapes. - *Ver. GlÖ 35*: 191.
- Haaland, S., Grotian, T. & Prüter, J. (2002): Feuer und Flamme für die Heide. 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa. - *Bremen*, 160 S.
- Haber, D.J. (1962): Application of multivariate technique to ecological survey - *J. Ecol.* 50: 1-17.
- Hall, D.W. (1991): The environmental hazard of ethylene glycol in insect pit-fall traps. - *Coleopterists Bull.* 45(2): 193.
- Halme, E. & Niemelä, J. (1993): Carabid beetles in fragments of coniferous forest. - *Ann. Zool. Fenn.* 30: 17-30.
- Hammerl, R. (2009): Carabidologische Untersuchungen in verschiedenen Waldtypen Nordbayerns. - Unveröff. Praktikumsbericht Bayer. LWF/FH Weihenstephan-Triesdorf, 38 S. + Anh.
- Hammerl, R. (2010): Einfluss douglasienreicher Bestockung als Ersatzbestockung natürlicher Buchenwälder auf die epigäische Bodenmakrofauna am Beispiel der Laufkäfer in verschiedenen Wuchsgebieten Bayerns. - Unveröff. Diplomarb. FH Weihenstephan-Triesdorf, 82 S. + Anh.
- Hammerl, R. (2011): Anbauversuche mit schnell wachsenden Baumarten im Kurzumtrieb. Teilbericht A: Untersuchungen zu Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) und Spinnentieren (Arachnida: Araneae, Opiliones) einer Kurzumtriebsplantage bei Kaufering im Vergleich zu einer nahegelegenen Wiederaufforstungsfläche. - Unveröff. Bericht an die Bayer. LWF, 68 S. + Anh.
- Handke, K. (1992): Zur Carabiden-Fauna von Hartholzauen eines südhessischen Altrheingebietes (NSG „Lampertheimer Altrhein“/Kreis Bergstraße). - *Verh. Westd. Entom. Tag 1992*: 41-50.
- Handke, K. (1996a): Die Laufkäferfauna des Naturschutzgebietes „Lampertheimer Altrhein“ in der südhessischen Oberrheinebene (Kreis Bergstraße). - *Decheniana* 149: 139-160.
- Handke, K. (1996b): Zur Laufkäferfauna extrem lang überstauter Grünlandstandorte in der Bremer Flußmarsch. - *Verh. Westd. Entom. Tag 1995*: 29-36.
- Handke, K. (1997a): Zur Wirbellosen-Fauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg 1983/84. - *NNA-Ber.* 5/97: 72-81.
- Handke, K. (1997b): Einsatz von Laufkäferuntersuchungen bei der Erfolgskontrolle in der Bremer Flußmarsch. - *Mitt. DGAAE* 11: 58-62.
- Handke, K. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Vernässungs- und Extensivierungsmaßnahmen auf die Fauna. Ergebnisse von Begleituntersuchungen in einem Flußmarschengbiet bei Bremen. - *LÖBf-Mitt.* 3: 67-73.
- Handke, K. (2000): Veränderungen in der Insektenfauna der Bremer Flußmarschen 1982-1999 - Zeichen eines Klimawandels? - *NNA-Ber.* 2/2000: 36-54.
- Handke, K. & Kundel, W. (1996): Veränderungen der Vegetation und Fauna auf überstauten Grünlandflächen im Niedervieland - Ergebnisse sechsjähriger Untersuchungen im GVZ-Ausgleichsraum. - *Bremer Beitr. Naturkde. u. Natursch.* 1: 179-187.
- Hannig, K. (2005): Die Laufkäfer des Truppenübungsplatzes Haltern-Platzteil Lavesum. - *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* 67(4): 5-28.
- Hannig, K. (2006a): Zur Laufkäferfauna ausgewählter Lebensräume am Südwestufer des Steinhuder Meeres, Niedersachsen. - *Braunschw. naturk. Schr.* 7(3): 639-652.
- Hannig, K. (2006b): Faunistische Mitteilung über ausgewählte Laufkäferarten in Nordrhein-Westfalen. - *Natur u. Heimat* 66(4): 105-128.
- Hannig, K. & Drewenskus, J. (1995): Erstnachweis von *Carabus glabratus* in der Westfälischen Bucht. - *Ent. Z.* 105: 455-456.
- Hannig, K. & Drewenskus, J. (2005): Charakterisierung redynamisierter Flusserabschnitte an der Mittleren Ruhr anhand ihrer Laufkäferzönosen. - *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 49 (3): 110-117.
- Hannig, K. & Hartmann, V. (2006): Die Laufkäferfauna ausgewählter hochmontaner Standorte im sauerländischen Rothaargebirge. - *Natur u. Heimat* 66: 1-12.
- Hannig, K. & Raupach, M.J. (2009): Die Laufkäfer des Truppenübungsplatzes Haltern-Borkenberge. - *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* 71(3): 281-308.
- Hannig, K., Reilmann, K. & Schwerk, A. (2006): Zur Verbreitung, Phänologie und Temperaturpräferenz von *Calodromus bifasciatus* (Dejean, 1825) in Nordrhein-Westfalen. - *Ent. Z.* 116(4): 171-178.
- Hannig, K., Terlutter, H. & Lückmann, J. (2005): Die Laufkäferfauna ausgewählter Kalkmagerrasen des oberen Diemeltales. - *Natur u. Heimat* 65: 113-122.
- Härdtle, W., Ewald, J. & Hölzel, N. (2004): Ökosysteme Mitteleuropas aus Geobotanischer Sicht: Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. *Stuttgart*, 252 S.
- Harry, I. (2002): Habitat und Ökologie von *Carabus menetriesi pacholei* im voralpinen Hügelland. - Unveröff. Manuskript i. Anhalt an unveröff. Diplomarb. Univ. Münster, 42 S. + Anl.
- Harry, I. & Höfer, H. (2010): Die Laufkäfer der Alpe Einödsberg und ausgewählter Vergleichsstandorte im Naturschutzgebiet Allgäuer Hochalpen. - *Andrias* 18: 79-96.
- Harry, I., Alßmann, T., Rietze, J. & Trautner, J. (2006): Der Hochmoorlaufkäfer *Carabus menetriesi* im voralpinen Moor- und Hügelland. - *Angew. Carabidol. Suppl.* 4: 53-64.
- Hartmann, F. (1924): Beiträge zu Badens Käferfauna - *Mitt. Bad. Landesver. Naturkde.* 1: 274-284.
- Hartmann, M. (1985): Zur Verbreitung der Arten aus der Verwandtschaft des *Asaphidion flavipes* L. - *Ent. Nachr. Ber.* 29(3): 121-123.
- Hartmann, M. (1998): Die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) der Unstrutau bei Wiehe/ Kyffhäuserkreis (Thüringen). - *Thür. Faun. Abh.* V: 153-162.
- Hartmann, M. (1998): Die Verbreitung von *Carabus irregularis*, *C. linnei* und *C. sylvestris* in Thüringen. - *Thür. Faun. Abh.* V: 147-152.
- Hartmann, M. (1999): Aktualisierte Checkliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Thüringens - Check-Listen Thüringer Insekten und Spinnentiere, Teil 7: 31-42.
- Hartmann, M. (2000): Die Verbreitung von *Carabus glabratus*, *C. hortensis*, *C. violaceus* und *C. purpurascens* in Thüringen. - *Thür. Faun. Abh.* 7: 197-203.
- Hartmann, M. (2001): Aktualisierte Rote Liste der Laufkäfer Thüringens (Coleoptera, Carabidae) - *Naturschutzreport* (18): 109-116.
- Hartmann, M. (2001): Die Verbreitung von *Carabus granulatus*, *C. arcensis*, *C. ulrichii* und *C. problematicus* in Thüringen (Coleoptera, Carabidae). - *Thür. Faun. Abh.* 8: 151-157.
- Hartmann, M. (2007): Die Verbreitung der Puppenräuber-Arten in Thüringen (Coleoptera, Carabidae, *Calosoma*). - *Thür. Faun. Abh.* XII: 155-164.
- Hartmann, M., Kopetz, A. & Weigel, A. (2000): Bemerkenswerte Käferfunde in Thüringen aus den Jahren 1998 bis 1999 und Wiederfindung verschollener Käferarten seit dem Erscheinen des "Verzeichnisses der Käfer Deutschlands" Insecta: Coleoptera - *Thür. Faun. Abh.* VII: 229-245.
- Hartmann, P. (1998): Frästorf-Abbaufläche „Kraler“ im Schönrainer Filz. Faunistische Zustandserfassung. - Unveröff. Gutachten im Auftr. ANL, 21 S. + Anh.
- Hartmann, P. (1999): Faunistische Erhebungen im Schönrainer Filz und Ainringer Moos. - Unveröff. Gutachten im Auftr. ANL, 41 S. + Anh.
- Haslett, J.R. (2006): European Strategy for the Conservation of Invertebrates. - Council of Europe, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, 26th meeting, T-PVS/Inf (2006) 1 revised, 35 S. + Anh.
- Hasselmann, M., Molenda, R. & Sedlmair, D. (2000): Rekonstruktion der Ausbreitungsgeschichte von *Nebria castanea*. - *Entomologica Basiliensia* 22: 159-163.
- Hatteland, B.A. & Hauge, E. (2007): *Carabus hortensis* L. in northern Norway. - *Norw. J. Ent.* 105-109.
- Hawes, C., Stewart, A. & Evans, H. (2002): The impact of wood ants (*Formica rufa*) on the distribution and abundance of ground beetles in a Scots pine plantation. - *Oecologia* 131(4): 612-619.
- Heberder, R. (1933): Die Bedeutung der Eiszeit für die Fauna der Alpen. - *Zoogeographica* 1(3): 352-412 + Tafel.
- Heberder, R. & Meixner, J. (1933): Die Adepagen der östlichen Hälfte der Ostalpen. - *Verh. Zool. Bot. Ges. Wien* 83, 164 S. + Anl.
- Heijerman, Th. & Turin, H. (1989): Carabid fauna of some types of forest in the Netherlands. - *Tijdschr. Entomol.* 132: 241-250.
- Heimbucher, D. (1987): Methodenkritische Untersuchung zur faunistisch-ökologischen Biotopanalyse, dargestellt am Beispiel der epigäischen Bodenarthropoden des Nürnberger Reichswaldes. - *Diss. Naturwiss. Fak. Univ. Erlangen-Nürnberg*, 203 S.
- Heimbucher, D. (1988): Vergleichende Habitatanalyse und -bewertung in Kiefernwäldern mit Hilfe der Bodenfauna. - *Schriften. LfU H.* 83: 101-149.
- Heinig, U. (1985): Massenaufreten von *Calosoma inquisitor* L. - *NOVIUS (Mitt. Berliner FG Entomologie)* 4: 48.
- Heinken T. (2008) Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. - *Beitr. Nordwestdtsch. Forstl. Versuchsanstalt (NW-FVA)* 2: 19-41.
- Heinz, W. (1964a): Kleine Mitteilungen Nr. 1772. Zur Faunistik der Carabidae. - *Ent. Bl.* 60: 136-137.
- Heinz, W. (1964b): *Pterostichus aterimus* Herbst. (Kl. Mitt. Nr. 1773) - *Ent. Bl.* 60: 137, Krefeld.
- Heinz, W. (2002): Bemerkungen zur Verbreitung von *Leistus montanus* in Deutschland. - *Mitt. ent. Ver. Stuttg.* 37(1): 64.
- Heitjohann, H. (1974): Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna in den Sandgebieten der Senne. - *Abh. Westf. Landesmus. Naturkde.* 36(4): 3-27.
- Hejkal, J., Moravec P. & Scholz T. (1980): *Trechus rivularis* (GYLLENHAL, 1810) a dalssi strevlikoviti na lokalitach Nova Pec a Dobra na Sumave. - *Zpravy Cs. Spolecnosti entomologicke pri CSAV* 20(2): 44-52.
- Hejkal, J. (1990): Carabids of the peat bog Soos in West Bohemia: A faunistic and ecological study. - *Folia Musei Rerum Naturalium Bohemiae Occidentalis. Pilsen*, 55 S.
- Heliölä, J., Koivula, M. & Niemelä, J. (2001): Distribution of Carabid beetles across a boreal forest-clearcut ecotone. - *Conservation Biology* 15: 370-377.
- Hemmer, J. & Terlutter, H. (1987): Die Carabidenfauna der hochmontanen Lage des Rothaargebirges: Untersuchungen zur Habitatbindung und Jahresperiodizität. - *Decheniana* 140: 87-93.
- Hemmer, J. & Terlutter, H. (1991): Untersuchungen zur Höhenverbreitung von Carabiden am Alpen-Nordrand. - *Nachr. Bl. bayer. Ent.* 40(3): 72-79.
- Hemp, A. (1995): Die Dolomitkiefernwälder der Nördlichen Frankenalb. Entstehung, systematische Stellung und Bedeutung für den Naturschutz. - *Bayreuther Forum Ökol.* (Hrsg. BITÖK), 22, 150 S.
- Hemp, A. & Hemp, C. (1996): Kalkschuttfuren und Blockhaldenwälder: Der Lindenberg bei Hohenstadt und seine außergewöhnliche Vegetation und Fauna. - *Ber. ANL* 20: 239-275 + Anl.
- Hempel, W., Hiebsch, H. & Schiemenz, H. (1971): Zum Einfluß der Weidewirtschaft auf die Arthropoden-Fauna im Mittelgebirge. - *Faun. Abh. Mus. Tierkde. Dresden* 3: 235-281.
- Hengeveld, R. (1980): Polyphagy, oligophagy and food specialization in ground beetles. - *Netherl. J. Zool.* 30: 564-584.
- Hengeveld, R. (1980): Qualitative and quantitative aspects of the food of ground beetles: a review. - *Netherl. J. Zool.* 30: 555-563.
- Hengeveld, R. (1985): Dynamics of Dutch beetle species during the twentieth century. - *J. Biogeography* 12: 389-411.
- Hengeveld, R. & Haeck, J. (1981): The distribution of abundance. II. Models and implications. - *Proc. Kon. Ned. Akad. Wetensch.* C84: 257-284.
- Hengeveld, R. & Haeck, J. (1982): The distribution of abundance. I. Measurements. - *J. Biogeography* 9: 303-316
- Hengeveld, R. & Hogeweg, P. (1979): Cluster analysis of the distribution patterns of Dutch Carabid species. - In: Orloci, L., Rao, C.R. & Stiteler, W.W. (Hrsg.): Multivariate methods in ecological work, S. 65-86.
- Hennicke, S., Martschei, T. & Müller-Motzfeld, G. (1997): Erste Ergebnisse der Erfassung ausgewählter Arthropodengruppen der Stadt Greifswald. - *Insecta* 5: 51-100.
- Henseler, C. (1938): Die deutschen *Carabus*-Arten. - *Decheniana* 97B: 21-62.
- Henseler, C. (1940): *Carabus violaceus* und *purpurascens* in Deutschland (Altreich). - *Ent. Bl.* 36(5): 152-157.
- Hera, U., Rötzer, T., Zimmermann, L., Schulz, C., Maier, H., Weber, H. & Kölling, C. (2012): Klima en détail. Neue, hochaufgelöste Klimakarten bilden wichtige Basis zur klimatischen Regionalisierung Bayerns. - *LWF-aktuell* 34: 34 - 37.
- Herbig, D. (2006): Arthropodengemeinschaften in Fichtenkronen (*Picea abies*) - Vertikale Stratifikation und Methodenvergleich. - Unveröff. Diplomarb. TU München, 81 S. + Anh.
- Herrera, L. & Arricibita, F.J. (1990): Los Carabidos de Navarra Espana. - *Entomograph* 12, 241.
- Heydemann, B. (1955a): Carabiden der Kulturländer als ökologische Indikatoren. - *Ber. Wandervers. dt. Ent. (Berlin)* 7: 172-185.
- Heydemann, B. (1955b): Zur Systematik und Ökologie von *Pterostichus cupreus* und *coerulescens*. - *Bonn. zool. Beitr.* 6 (3-4): 235-239.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Heydemann, B. (1956): Über die Bedeutung der „Formalinfallen“ für die zoologische Landesforschung. - Faun. Mitt. Norddeutschl. 6: 19-24.
- Heydemann, B. & Meyer, H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in den Agrarbiotopen. - Schriften. Dt. Rat f. Landespl. 46: 174-191.
- Hiebsch, H. (1965): Die Laufkäfer des Naturschutzgebietes „Geisingberg und Geisingbergwiesen“. - Naturschutzarbeit u. naturkd. Heimatforsch. in Sachsen 7 (1/2): 37-43.
- Hieke, F. (2001): Das Amara-Subgenus *Xenocelia* subg. n. - Folia Heyrovskiana. Suppl. 7: 153 S.
- Hill, B.T., Beinlich, B., Köstermeyer, H. & Beck, L. (2005): Die Schweineweide als Lebensraum für Vögel und Laufkäfer. - Beitr. Naturkde. zw. Egge u. Weser 17: 98-119.
- Hill, M.O. (1979, a): TWINSPLAN. A Fortran Program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. - Ithaca, New York.
- Hill, M.O. (1979, b): DECORANA. A Fortran Program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Ithaca, New York.
- Hirschfelder, A. & Zucchi, H. (1993): On a new distinguishing feature of the species *Trechus obtusus* and *T. quadristriatus*. - Beitr. Ent. 43(2): 375-378.
- Hochhardt, W. (2001): Die Laufkäferbesiedlung ehemaliger und rezenter Niederwälder des Mittleren Schwarzwaldes. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 55-60.
- Hockmann, P., Schlomberg, P., Wallin, H. & Weber, F. (1989): Bewegungsmuster und Orientierung des Laufkäfers *Carabus auronitens* in einem westfälischen Eichen-Hainbuchen-Wald (Radarbeobachtungen und Rückfangeexperimente). - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 51(1): 1-71.
- Hoess, R. (2009): Interessante Neufunde von Laufkäfern in der Schweiz. - Ent. Helv. 2: 145-154.
- Hofmann, E. (1883): Der Käfersammler. - Stuttgart, 134 S. + Anl.
- Hofmann, G., Rössler, G. & Skale, A. (2001): Beiträge zur Käferfauna von Nordostbayern - eine Bestandserhebung. Teil 1: Carabidae. - Beitr. zur bayern. Entomofaunistik 4: 41-207.
- Hofmeister, H. (1997): Lebensraum Wald. Pflanzengesellschaften und ihre Ökologie (4. Aufl.). - Berlin, 285 S.
- Hohenstatter, E. (1973): Das Moor als Standort von *Pinus mugo arborea*. - AFZ 51/52: 1123-1128.
- Hohmann, G. (2013): Beitrag der Landschaftselemente Wald, Heide und Acker zur regionalen Biodiversität der Nördlichen Münchner Schotterebene, am Beispiel der Laufkäfer. - Unveröff. Bachelorarbeit FH Weihenstephan, FB Wald und Forstwirtschaft, 70 S. + Anh.
- Holdhaus, K. (1910): Die Siebetechnik zum Aufsammeln der Terricolfauna. - Z. wiss. Insektenbiol. 6(1): 1-4 und (2): 44-57.
- Holdhaus, K. (1954a): Die Spuren der Eiszeit in der Tierwelt Europas. - Abh. Zool.-Bot. Ges. Wien 18: 1-493.
- Holdhaus, K. (1954a): Über die zoologischen Argumente für die Existenz einer postglazialen Wärmeperiode. - Schriften. Angew. Pflanzensoziol., SF 1 (Festschr. Aichinger): 283-290.
- Holdhaus, K. & Deubel, F. (1910): Untersuchungen über die Zoogeographie der Karpathen (unter besonderer Berücksichtigung der Koleopteren). - Abh. d. K.K. zool. bot. Ges. in Wien 6 (1): 202 S.
- Holdhaus, K. & Lindroth, C.H. (1939): Die europäischen Koleopteren mit borealpiner Verbreitung. - Ann. Naturhist. Mus. Wien 50: 123-293 + Anl.
- Holland, J.M. (2002, Hrsg.): The agroecology of Carabid beetles. - Andover, 356 S.
- Holmes, P.R., Boyce, D.C. & Reed, D.K. (1990): *Trechus rivularis* in Wales. - Entomol. mon. Mag. 126: 509.
- Holmes, P.R., Boyce, D.C. & Reed, D.K. (1991): Nationally uncommon Carabids in Welsh peatlands. - Entomol. Rec. J. Var. 103: 301-306.
- Holmes, P.R., Boyle, D.C. & Reed, D.K. (1993a): The ground beetle fauna of Welsh peatland biotopes: factors influencing the distribution of ground beetles and conservation implications. - Biol. Conserv. 63: 153-161.
- Holmes, P.R., Fowles, A.P., Boyle, D.C. & Reed, D.K. (1993b): The ground beetle fauna of Welsh peatland biotopes: species assemblages in relation to peatland habitats and management. - Biol. Conserv. 65: 61-67.
- Holste, G. (1915): *Calosoma sycophanta*, seine Lebensgeschichte und -gewohnheiten und seine erfolgreiche Ansiedlung in Neuengland. Eine Besprechung nebst einigen Bemerkungen über *Calosoma inquisitor*. - Z. ang. Ent. 2: 411-421.
- Holste, U. (1974): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Carabiden- und Chrysomelidenfauna xerothermer Standorte im Oberen Weserbergland. - Abh. Westf. Landesmus. Naturkde. 36(4): 28-53.
- Hölzel, E. (1942): Über den Fang von Caraben (Laufkäfern) in der Sattnitz und in den Karawanken, Hege und Beobachtung im Terrarium. - Carinthia II: 132: 89-108.
- Hölzel, E. (1967): Die Fauna des Hochmoores von St. Lorenzen in den Gurker Alpen. - Carinthia II 77: 195-211.
- Hölzel, H. (1946): Ergebnisse der Koschuta-Explorierung 1942-1945. - Beitrag zur Koleopterengeographie der Karawanken. - Carinthia II 13: 57-93.
- Hölzel, H. (1956): Zwei neue autochthone Coleopterenarten aus einem während der Eiszeit persistierenden Buchenwald der Koralpe. - Nachrichtenbl. bayern. Ent. 5: 53-56.
- Hölzel, H. (1957): Die Bodenfauna eines während der Eiszeit persistierenden Buchenwaldes am Südhang der Koralpe. - Carinthia II 67: 111-139.
- Hölzel, H. (1959): Die Bodenfauna in den Buchenwaldresten der Saualpe. - Carinthia II 149/69: 50-57.
- Hölzel, N. (1995): Dynamik von nordalpinen Trockenkiefernwäldern - Konsequenzen für Naturschutz und Landschaftspflege. - Laufener Seminarbeitr. 3/95: 81-91.
- Hölzel, N. (1996a): Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Kalkalpen. - Laufener Forschungsberichte 3, 184 S. + Anh.
- Hölzel, N. (1996b): Erico-Pineteta (H6). Alpisch-Dinarische Karbonat-Kiefernwälder. - Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, H. 1, 49 S.
- Honek, A., Martinkova, Z. & Jarosik, V. (2003): Ground beetles as seed predators. - Eur. J. Entomol. 100: 531-544.
- Horion, A. (1937): Die rheinischen Arten des Tribus Bembidiini. - Decheniana 95B: 6-29.
- Horion, A. (1938): Studien zur deutschen Käferfauna II: Die periodischen Klimaschwankungen und ihr Einfluß auf die thermophilen Käfer in Deutschland. - Ent. Bl. 34 (3): 127-140.
- Horion, A. (1939): Studien zur deutschen Käferfauna III: Weitere Beispiele für das sporadische und periodische Auftreten thermophiler Käfer in Deutschland. - Ent. Bl. 35 (1): 3-18.
- Horion, A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer. - Bd. 1 Adephega - Caraboidea. - Wien, 463 S.
- Horion, A. (1948): Diskontinuierliche Ost-West-Verbreitung mitteleuropäischer Käfer. - Verh. int. Kongr. Entomol. (Stockholm) 1948: 408-417.
- Horion, A. (1951): Beiträge zur Käferfauna des Feldberggebietes. 1. Montane und subalpine Arten. - Mitt. bad. Landesver. Naturkde. Naturschutz N.F. 5: 196-212.
- Horion, A. (1951): Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas mit kurzen faunistischen Angaben, Bd. I. - Stuttgart, 266 S.
- Horion, A. (1951): Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas. 2. Abteilung. Stuttgart, 536 S.
- Horion, A. (1954): Beiträge zur Käferfauna des Feldberggebietes. 2. Weitere montane und subalpine Arten. - Mitt. bad. Landesver. Naturkde. Naturschutz N.F. 6: 92-109.
- Horion, A. (1954/55): Bemerkenswerte Käferfunde aus Deutschland. Zweiter Nachtrag zum „Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas“. - Ent. Z. 64(12/13/23; 3/4/5/7/9): 137, 152, 277; 36, 44, 59, 85, 108.
- Horion, A. (1966): Neue und bemerkenswerte Käfer in Deutschland. 8. Nachtrag zum „Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas“. - Ent. Bl. 61(3): 134-181.
- Horion, A. (1971): Über *Pterostichus illigeri* PANZ. und *P. sudeticus* GERH. - Nachrichtenbl. bayern. Ent. 20(1): 8-10.
- Horion, A. & Hoch, K. (1954): Beitrag zur Kenntnis der Koleopterenfauna der rheinischen Mooregebiete. - Decheniana 102B: 9-39.
- Horstmann, B. & Reimann, T. (2009): Populationsgenetische Untersuchungen an der Laufkäferart *Carabus granulatus* in Westfalen. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 71(1): 3-146.
- Horvatovich, S. (1971): Taxonomic and zoogeographic investigations on the subspecies of *Leistus spinibarbis* FABR. - Ann. Hist.-Nat. Mus. Nat. Hung. 63: 165-176.
- Houston, W.W.K. (1981): The life cycles and age of *Carabus glabratus* PAYKULL and *C. problematicus* HERBST on moorland in northern England. - Ecol. Entomol. 6: 263-271.
- Houston, W.W.K. & Luff, M.L. (1983): The identification and distribution of the three species of *Patrobus* found in Britain. - Ent. Gazette 34: 283-288.
- Huber C. & Marggi, W. (2005): Raumbedeutsamkeit und Schutzverantwortung am Beispiel der Laufkäfer der Schweiz (Coleoptera, Carabidae) mit Ergänzungen zur Roten Liste. - Mitteilungen der Schweiz. Entomol. Gesellschaft 78: 375-397.
- Huber, A. (1916): Die wärmeliebende Fauna der weiteren Umgebung von Basel. - Arch. Naturgesch. Abt. A 82: 1-120.
- Huber, C. (1993): Die Laufkäferlarven-Sammlung des NMBE. - Jb. Naturhist. Mus. Bern 11: 197-205.
- Huber, C. & Marggi, W. (1986): Verbreitung von *Pterostichus nigrita* und *Pterostichus rhaeticus* in der Schweiz. - Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 59: 439-445.
- Huber, C., Fritze, M.-A. & Muster, C. (2005): Über das Vorkommen von *Oreonebria picea* (DEJEAN, 1826) in Deutschland, Österreich (Vorarlberg) und Liechtenstein. - Ent. Bl. 101: 107-114.
- Huber, C., Marggi, W. & Hänggi, U. (1987): Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen. - Jb. Naturhist. Mus. Bern 9: 125-142.
- Huber, C.L. & Baumgarten, M. (2005): Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). - Biodiv. Conserv. 14: 1989-2007.
- Huidu, M. (2010): Data concerning the Carabidae fauna in the beech and mixed trees forests from Bistritia Gorges (The Buila-Vanturaria National Park, Romania). - Rom. J. Biol. 55(2): 145-157.
- Huk, T. (1998): Ausbreitungsvermögen, Lebenszyklus, Larvalökologie und Habitatwahl von *Carabus clatratus*. - Angew. Carabidol. 1: 41-50.
- Huk, T. (1999): Laufkäfer als Zielarten im Niedermoorgrünland: Ökologische Grundlagen. - Kumul. Diss. Univ. Braunschweig, 118 S.
- Hurka, K. (1958a): Versuch einer Zusammenfassung der montanen Carabidenfauna von Krkonoce (Riesengebirge). - Acta Faun. Ent. Mus. Prag. 3(33): 31-53.
- Hurka, K. (1958b): Beschreibung der Larven von *Pterostichus negligens* und *P. morio*. - Acta soc. Ent. Czechosl. 55(1): 7-11.
- Hurka, K. (1960): Die Carabidenfauna des Sooser Moores in Westböhmen. - Acta Univ. Carolinae Biologica Suppl. 1960: 59-82.
- Hurka, K. (1961): Die Larve des *Carabus (Hygrocarabus) THOMS.) variolosus variolosus* FABR. und ihre Stellung in Larvalsystem der Gattung *Carabus* L. - Acta Soc. Ent. Czechosl. 58(3): 266-271.
- Hurka, K. (1970): Die unbekanntes oder wenige bekannten Larven der mitteleuropäischen *Carabus*- und *Procerus*-Arten. - Acta ent. bohemoslov. 67: 254-276.
- Hurka, K. (1972): Über Ergebnisse der Aufzucht von mitteleuropäischen Laufkäfern der Gattung *Carabus*. - Pedobiologica 12: 244-253.
- Hurka, K. (1975): Zur montanen Fauna der Laufkäfer des Rodna-Gebirges in den Ostkarpaten. - Muzeul Brukenthal, St. cpm. St. nat. 19: 197-206.
- Hurka, K. (1980): Zur Insektenfauna der Bodenoberfläche der Hochgebirgswälder Mitteleuropas. - Acta Mus. Reginahradecensis S.A. Suppl. 46-47.
- Hurka, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. - Zlin, 565 S.
- Hurka, K. & Jedlickova, Z. (1990): Carabidae (Coleoptera) dreier großer Prager Stadtparks. - Acta. Soc. Zool. Bohem. 54: 9-17.
- Hurka, K. & Ruzickova, A. (1999): Classification of the Amara communis species aggregate based on the egg and larval stage characters. - Acta. Soc. Zool. Bohem. 63: 451-461.
- Hurka, K., Vesely, P. & Farkac, J. (1996): Využití strevlikovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. (Die Nutzung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität). Klapalekiana 32: 15-26 (in Czech, German summary and English abstr.).
- Hurlbert, S.H. (1969): A coefficient of interspecific association. - Ecology 50(1): 1-9.
- Hurlbert, S.H. (1971): The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. - Ecology 52 (4): 577-585.
- Hurlbert, S.H. (1984): Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. - Ecol. Monographs 54(2): 187-211.
- Hurlbert, S.H. (1990): Spatial distribution of the montane unicorn. - Oikos 58: 257-271.
- Huruk, S. & Huruk, A. (2005): Structure of ground beetle (Col., Carabidae) communities in a montane forest on Mt Sw. Krzyz (Świętokrzyskie Mts) and in Szymbark (Carpathians, Poland) - Baltic J. Coleoptero. 5(1): 19-29.
- Ings, T.C. & Hartley, S.E. (1999): The effect of habitat structure on Carabid communities during the regeneration of native Scottish forest. - For. Ecol. Manage. 119: 123-136.
- Irmiler, U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. - Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 18: 1-200.
- Irmiler, U. (2000): Environmental characteristics of ground beetle assemblages in northern German forests as basis for an expert system. - Z. Ökol. u. Natursch. 8: 227-237.
- Irmiler, U. (2001): Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaften schleswig-holsteinischer Wälder und Möglichkeiten ihrer ökologischen Bewertung. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 21-32.
- Irmiler, U. (2001b): Bedeutung urbaner Brachen für Laufkäfer (Carabidae). - Faunistisch-Ökologische-Mitteilungen 8: 135-145.
- Irmiler, U. (2004): Die Entwicklung der Carabidengemeinschaften während der Sukzession von Heide zu Wald. - Angew. Carabidol. Suppl. 3: 17-25.
- Irmiler, U. (2006): Ein Bewertungssystem für Laufkäfer am Beispiel von Grünlandsystemen. - Angew. Carabidol. 7: 61-69.
- Irmiler, U. (2007): Die Laufkäfer kleiner Wälder in Schleswig-Holstein. - Angew. Carabidol. 8: 1-8.
- Irmiler, U. & Gürlich, S. (2004): Die ökologische Einordnung der Laufkäfer in Schleswig-Holstein. - Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 32: 1-117 + Anl.
- Irmiler, U., Hanssen, Ul., Nötzold, R. & Schröter, L. (2000): Biodiversität in der Agrarlandschaft. Bedeutung von Landschaftsstrukturen und Nutzungsänderungen. - Mitt. DGAAE 12: 311-321.
- Irmiler, U., Müller, K. & Eigner, J. (1998): Das Dosenmoor. Ökologie eines regenerierenden Hochmoores. - Kiel, 283 S.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Irmiler, U., Paustian, D., Rief, S., Sioli, E., Simon, J. & Voigt, N. (1994): Entwicklung von Tiergemeinschaften infolge von Pflegemaßnahmen in Trockenheide-Naturschutzgebieten. - In: Heydemann, B., Hofmann, W. & Irmiler, U. (Hrsg.): Bedeutung von Heideökosystemen für die Wirbellosenfauna. - Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 16: 83-121.
- Irlinger, R. (1997): Ermittlung des Bioelement-Kreislaufs in Waldökosystemen. Die Protonenbilanz des Mineralbodens als Instrument zur Beurteilung eines Naturgemäßen Waldbaus. - Schriftenr. FH Rottenburg 7: 138 - 159.
- Jackson, D.A. & Sommers, K.M. (1991): Putting things in order: the ups and downs of detrended correspondence analysis. - American Naturalist 137: 704-712.
- Jacob, U. & Richter, K. (1980): Ergänzungen zum Vorkommen von *Carabus intricatus* auf dem Darß. - Ent. Nachr. 24/ 1: 15.
- Jahn, E. & Schmitschek, G. (1950/51): Bodenkundliche und bodenzoologische Untersuchungen über Auswirkungen von Waldbränden im Hochgebirge. - Öst. Vierteljahresschr. Forstw. 91 (4): 214-224 und 92 (1): 36-44.
- Jakuczun, L. (1979): Characteristics of the grouping of Carabid beetles in the Carpathian beechwood of the Tatra National Park. Ecol. Pol. 27: 449-462.
- Jakuczun, L. (1980): Carabidae der Wälder des Tatra-Nationalparks. - Acta Mus. Reginahradecensis S.A. Suppl.: 48-49.
- Janetschek, H. (1949): Tierische Sukzession auf hochalpinem Neuland. - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 48/49: 1-215.
- Jänner, G. (1905): Die Thüringer Laufkäfer. - Ent. Jb. 14: 162-196.
- Jans, W. (1987): Struktur und Dynamik der Carabidenzöosen von Laubwäldern unter besonderer Berücksichtigung der lokomotorischen Aktivität. - Diss. Univ. Ulm, 191 S.
- Jansen, W. (1998): Zur Käferfauna eines Gradienten unterschiedlich stark gestörter Hochmoorstandorte im Moorkomplex Wurzzacher Ried, Oberschwaben. - Mitt. internat. Ent. Ver. Frankfurt/M. 22(3/4): 85-126.
- Jansen, W. & Rahmann, H. (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzzacher-Ried. Teil 3: Monitoring der Fauna. Teil 3.1. Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet. - Hohenheimer Umwelttagung 26: 111-123.
- Janßen, W. (1982): Jahresrhythmik und Aktivitätsdichte von Carabiden in einem Eichen-Hainbuchenwald (*Quercus-Carpinetum* im Naturschutzgebiet Hasbruch bei Oldenburg/Niedersachsen). - Drosera 82(1): 33-38.
- Jax, K. (2006): Ecological units: definitions and applications. - Quarterly Rev. Biol. 81: 237-258.
- Jax, K., Zauke, G.P. & Vareschi, E. (1992): Remarks on terminology and the description of ecological systems. - Ecol. Modelling 63: 1331-41.
- Jeanne, C. (1990): Les *Tachyura* MOTS. de la Région Méditerranéenne Occidentale (Col. Trechinae, Tachyini). L'Entomologiste 46: 245-252.
- Jeanne, R. (1927): Monographie des Trechinae. Monographie comparée et distribution géographique d'un groupe de Coléoptères (2e livraison). - L'Abailie, J. d'Entomologie 33: 1-592.
- Jeanne, R. (1948): Un *Trechus* nouveau des Alpes Bavaresiennes. - Rev. Fr. Entomol. 15: 78-79.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., & Van Tongeren, O.F.R. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. - Cambridge, 299 S.
- Jorum, P. (1976): En undersøgelse af lobebillefaunaens sammensætning og sæsonaktivitet i en dansk bogeskov. - Entomologiske Meddelelser 44: 81-99.
- Judas, M., Dornieden, K. & Döring, C. (1997): Analyse des regionalen Verbreitungsmusters von Carabiden. - Mitt. DGAAE 11: 847-850.
- Judas, M., Dornieden, K. & Strothmann, U. (2002): Distribution patterns of Carabid beetle species at the landscape level. - J. Biogeogr. 29: 491-508.
- Jung, G. (1981): Zur Faunistik, Ökologie und Biologie einiger Carabidenarten im Glocknergebiet. - In Franz, H. (Hrsg.): Bodenbiologische Untersuchungen in den Hohen Tauern 1974-1978. - Veröff. Österr. Man & the Biosphere (MAB) - Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern 4, Innsbruck: 199-236.
- Junker, E.A. (2005): Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf die Raubarthropodenzone im Bergmischwald. - Diss. TU Dresden, 259 S.
- Kadar, F. & Erdélyi, Cs. (1991): Relationships between the air temperatures and the catches of ground beetles in a light-trap. - Proc. 4th ECE/XIII. SIEC (Gödöllő): 496-499.
- Kadar, F. & Szel, G. (1993): Analysis of the distribution of ground beetles in different habitat of the Nagy-szenas nature Reserve. - Fol. Ent. Hung. 54: 65-73.
- Kadar, F. & Szel, G. (1999): Species composition and occurrence of ground beetles in the Pilis Biosphere Reserve, Hungary: a pitfall trap study. - Fol. Ent. Hung. 60: 205-212.
- Kaiser, M. (2000): Die Laufkäfer in den Naturschutzgebieten „Schnippenpol“ und „Harskamp“ in der Brechte (Kreis Steinfurt). - Natur u. Heimat 60(1): 1-9.
- Kaiser, M. (2004): Faunistik und Biogeographie der Anisodactylinae und Harpalinae Westfalens. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 66(3): 1-155.
- Kaiser, M. (2007): Laufkäfer. - In: Zweckverband Naturpark Eggegebirge und südlicher Teutoburger Wald (Hrsg.): Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgroßprojekt Senne. - Bd. G2: 230-256.
- Kaiser, M. & Hannig, K. (2008): Laufkäfer in Nordrhein-Westfalen. Regionale Schutzverantwortlichkeit, Schwerpunkt vorkommen und Gefährdung. - Natur in NRW 4/08: 18-21.
- Kanarsky, Y.V. & Rizun, V. (2010): Communities of the ground beetles in native and secondary ecosystems of the beech forest belt in the Ukrainian Carpathians. - Sci. Bull. Uzhgorod Univ. (Ser. Biol.) 29: 52-61.
- Kanat, M. & Toprak, Ö. (2005): Determination of some biological characteristics of *Calosoma sycophanta*. - Turk. J. Zool. 29: 71-75.
- Karafiat, H. (1970): Die Tiergemeinschaften in den oberen Bodenschichten schutzwürdiger Pflanzengesellschaften des Darmstädter Flugsandgebietes. - Inst. Naturschz. Schriftenr. IX (4) (Darmstadt): 128 S. + Anl.
- Karpinski, J. & Makolski, J. (1954): Biegaczowate w biocenozie lasu Bialowieckiego Parku Narodowego (Carabidae in forest biocenosis of the Bialowieza National Park). - Roczn. Nauk les Tom 5, Prace IBL 121: 105-136.
- Kasprovicz, M. (2010): Acidophilous oak forests of the Wielkopolska region (West Poland) against the background of Central Europe. - Biodiv. Res. Conserv. 20: 1-138.
- Kaule, G. (1973): Die Vegetation der Moore im Hinteren Bayerischen Wald. - Telma 3: 67-100.
- Kaule, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. - Diss. Bot. 27, 345
- Kaule, G. (1975): Die Vegetation der Moore im Deggendorfer Vorwald. - Hoppea 34: 5-16.
- Kaule, G. (1976): Die Moore des Ammergebirges und seines Vorlandes. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 151-173.
- Kaule, G. (1978): Management von Mooren für den Naturschutz. - Telma 8: 197-200.
- Kaule, G., Schaller, J. & Schober, H.-M. (1978): Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. - Schutzwürdige Biotope in Bayern, H. 1, 154 S.
- Kaule, B. (1989): Die Verteilung von Larven und Adulten der Laufkäferart *Nebria brevicollis* in einem Flachmoorbio. - Verh. Ges. Ökol. 17: 733-738.
- Keller, I. & Largiadèr, C.R. (2003): Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. - Proc. Roy. Soc. London Ser. B 270: 417-423.
- Kenter, B., Bellmann, H., Spelda, J. & Funke, W. (1998): Makrofauna - Zoophagie der Streu und der Bodenoberfläche. Carabidae. - In: Fischer, A. (Hrsg.): Die Waldentwicklung von Wald-Biozöosen nach Sturmwurf. - Landsberg, 427 S.
- Kern, P. (1912): Über die Fortpflanzung und Eiablage bei einigen Caraben. - Zool. Anz. 40: 345-351.
- Kern, P. (1921): Beiträge zur Biologie der Caraben. - Entom. Bl. 17: 162-172.
- Kiefer, W. (1996): Die Moore der Rhön. - Fulda, 31 S.
- Kielhorn, K.-H. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer in Berlin. - Berlin, 39 S. - In: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. - CD-ROM.
- Kielhorn, K.-H., Keplin, B. & Hüttel, R.F. (1998): Entwicklung von Artenzusammensetzung und Aktivitätsdichte in Carabidenzöosen forstlich rekultivierter Tagebaulflächen. - Verh. Ges. Ökol. 28: 301-306.
- Kielhorn, K.-H. (2004): Entwicklung von Laufkäfergemeinschaften auf forstlich rekultivierten Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlenreviers. - Cottbuser Schr. Bodensch. Rekul. 22, 189 S.
- Kilg, M. (2006): Straten- und aktivitätsbezogene Analyse ausgewählter Arthropodengruppen eines naturnahen Kiefernwaldes. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Erlangen-Nürnberg, Fak. Biol., 108 S.
- Kirchner, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. - Diss. Univ. Köln, 59 S.
- Kittel, G. (1874): Systematische Uebersicht der Käfer, welche in Baiern und der nächsten Umgebung vorkommen. - Corr.bl. zool. Mineral. Ver. Regensburg 27/28: 1-62.
- Klausnitzer, B. (1983): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Stadtgebietes von Leipzig. - Ent. Nachr. Ber. 27: 241-261.
- Klein, A. (1965): Studien zur Kenntnis der Insekten bestimmter Standorte des Bruchberges (Oberharz). - Z. angew. Entom. 56: 148-238.
- Kleinert, J. (1983): Ground beetles in selected habitat of lowland in southeastern Slovakia. - Biologia 38(10): 981-989.
- Kleinert, J. (1987): Changes in the distribution of *Carabus cancellatus* in Slovakia. - Acta Phytopath. Entom. Hung. 22: 161-163.
- Kleinstaubler, E. (1969): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Coleopteren eines Hochmoores im Oberen Westerbirge. - Veröff. Mus. Naturkde. Karl-Marx-Stadt 4: 1-76.
- Kleisner, K., Keil, P. & Jaros, F. (2012): Biogeography of elytral ornaments in Palaearctic genus *Carabus*: disentangling the effects of space, evolution and environment at a continental scale. - Ecol. Evol. 26(4): 1025-1040.
- Kless, J. (1959): Bemerkenswerte Käferarten aus der Wutachschlucht. - Mitt. bad. Landesver. Naturkde. N.F. 7: 357-362.
- Kless, J. (1961a): Tiergeographische Elemente in der Käfer- und Wanzenfauna des Wutachgebietes und ihre ökologischen Ansprüche. - Z. Morph. Ökol. Tiere 49: 541-628.
- Kless, J. (1961b): Die Käfer und Wanzen der Wutachschlucht. - Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 8(1): 79-152.
- Kless, J. (1965): Beobachtungen an *Carabus variolosus nodulosus* CREUTZ. - Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 8/4, S. 577.
- Klötzli, F. (1968): Über die soziologische und ökologische Abgrenzung schweizerischer Carabion- von den Fagion-Wählern. - Feddes Repert. 78: 15-37.
- Knapp, R. (1977): Die Pflanzenwelt der Rhön, unter besonderer Berücksichtigung der Naturpark-Gebiete (2. Aufl.). - Fulda, 136 S.
- Kneitz, G. (1980): Möglichkeiten der Erfassung der Fauna von Naturwaldreservaten. - Natur u. Landschaft 55(4): 156-158.
- Knollova, I. & Chytrý, M. (2004): Oak-hornbeam forests of the Czech Republic: geographical and ecological approaches to vegetation classification. - Preslia 76: 291-311.
- Koch, B. & Ivits, E. (2004): Results from the Project BioAssess - Relation between remote sensing and terrestrial derived biodiversity indicators. - In: Marchetti, M. (Hrsg.): Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationality. EFI Proceedings 51: 315-332.
- Koch, D. (1984): *Pterostichus nigrita*, ein Komplex von Zwillingarten. - Ent. Bl. 79(2-3): 141-152.
- Koch, D. (1986): Morphological-physiological studies on *Pterostichus nigrita*, a complex of sibling species. - In: den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics: S.: 267-279.
- Koch, D. & Thiele, H.-U. (1980): Zur ökologisch-physiologischen Differenzierung und Speziation der Laufkäfer-Art *Pterostichus nigrita*. - Entomologica Generalis 6: 135-150.
- Koch, K. (1977): Zur unterschiedlichen Besiedlung von Kiesgruben am Niederrhein durch ripicole Käferarten - Decheniana Beih. 20: 29-35.
- Koch, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Bd. 1. - Krefeld, 440 S.
- Koch, K. (1993): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Bd. 4. - Krefeld, 384 S.
- Koch, K. & Sollmann, A. (1977): Durch Umwelteinflüsse bedingte Veränderungen der Käferfauna eines Waldgebietes in Meerbusch bei Düsseldorf. - Decheniana Beih. 20: 36-74.
- Koch, K.-P. (1989): Ökologisch-faunistische Untersuchungen semi-aquatischer Biotope der Naturschutzgebiete „Rohrsee“ und „Haidgauer Quellseen“ im Landkreis Ravensburg, Oberschwaben, unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Hohenheim Institut Zool., 94 S.
- Koch, S. (2009): Laufkäferfauna ausgewählter Eichenwälder Frankens unter besonderer Berücksichtigung der arboricolen Art *Calosoma sycophanta*. - Unveröff. Praktikumsbericht Bayer. LWF/FH Weihenstephan-Triesdorf, 41 S.
- Koch, S. (2010): Habitatpräferenzen der gefährdeten, arboricolen Laufkäferarten *Calosoma inquisitor* L. und *C. sycophanta* L. in Fränkischen Eichenwäldern. - Unveröff. Diplomarb. FH Weihenstephan-Triesdorf, 77 S. + Anh.
- Koch, S. & Müller-Kroehling, S. (2010): Habitat preferences of *Calosoma sycophanta* and *Calosoma inquisitor*, two predators of *Thaumetopoea processionea* (Lepidoptera: Notodontidae) in oak forests of Franconia, Germany. - Abstractband/Proceedings Expert Meeting on Oak Processionary Moth, Würzburg June 14th to 16th, 2010.
- Ködböcz, V. (2007): Az Eszakkéleti-Alföldi futogatór fajnaaja es allatföldrajzi kapcsolatai. - Doktor értekezés, Debreceni Egyetem Természettudományi Kar, 118 S. + Anh.
- Ködböcz, V. & Magura, T. (1999): A Beregi-síkság es a Kárpátik futogatór fajnaajanak biogeografiai kapcsolatai. - Acta Phytopath. Entom. Hung. LX: 195-204.
- Ködböcz, V. & Magura, T. (2005): A Beregi-síkság erdősegei, mint erőrefugiumok, a futogatór fajna alapjan. - Acta Phytopath. Entom. Hung. 40(3/4): 367-382.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Köhler, F. (1988): Die Veränderung der Käferfauna des Worringer Bruches im Kölner Norden. - Decheniana 141: 145-189.
- Köhler, F. (2000): Untersuchungen zur Käferfauna vegetationsarmer, dynamischer Flußufer der Ems nordwestlich von Münster mit einer allgemeinen Analyse der deutschen Uferkäferfauna. - Abh. westf. Mus. Naturkd. Münster 62(1): 1-37 + Anh.
- Köhler, F. & Scharf, S. (2010): Bemerkenswerte Käfernachweise im Niederrheinischen Tiefland bei Wesel. - Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopt. 20(1-4): 15-26.
- Köhler, F. & Stumpf, T. (1992): Die Käfer der Wahner Heide in der Niederrheinischen Bucht bei Köln. Fauna und Artengemeinschaften, Veränderungen und Schutzmaßnahmen. - Decheniana Beih. 31: 499-593.
- Köhler, W., Schachtel, G. & Voleske, P. (2002): Biostatistik (3. Aufl.). - Berlin, 301 S.
- Kölling, C., Müller-Kroehling, S. & Walentowski, H. (2005): Gesetzlich geschützte Waldbiotope. - München, 40 S.
- Köppel, C. (1995): Kiesgruben - ein Ersatz für Flußauen? - Natursch. Landschaftspl. 27(1): 7-11.
- Koester, W. (1913): *Bembidion nigricorne* GYLL. in der Senne. - Ent. Bl. 13 (9/10): 260.
- Koester, W. (1924): Lippische Laufkäfer. - Jber. zool. Sekt. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst 50/51/52 (1921/23): 124-127.
- Koivula M., Cobb T., Dechene A.D., Jacobs J., Spence J.R. (2006). Responses of two *Sericoda* KIRBY, 1837 species to forest harvesting, wildfire, and burn severity. - Ent. Fenn. 17(3): 315-324.
- Koivula, M. (2001): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in boreal managed forests, Meso-scale ecological patterns in relation to modern forestry. A thesis. - Helsinki, 165x240, graphs, tables, In English.
- Koivula, M. (2002): Alternative harvesting methods and boreal Carabid beetles. - Forest Ecol. Manage. 167: 103-121.
- Koivula, M. (2012): Under which conditions does retention harvesting support ground beetles of boreal forests? - Baltic J. Coleopterol. 12(1): 7-26.
- Koivula, M. & Niemelä, J. (2003): Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests. Responses of Carabid beetles. - Ecography 26: 179-187.
- Koivula, M. & Vermeulen, H.J.W. (2005): Highways and forest fragmentation - effects on Carabid beetles. - Landscape Ecol. 20: 911-926.
- Koivula, M., Cobb, T.T., Dechene, A., Jacobs, J.M. & Spence, J.R. (2005): *Sericoda* KIRBY, 1837 responses to time since fire, fire severity, post-fire logging, and smoke and charcoal stimuli. - Proc. 12th ECM: 153-159.
- Koivula, M., Kukkonen, J. & Niemelä, J. (2002): Boreal Carabid-beetle assemblages along the clear-cut originated succession gradient. - Biodiversity and Conservation 11: 1269-1288.
- Koivula, M., Puntilla, P., Haila, Y., & Niemelä, J. (1999): Leaf litter and the small-scale distribution of Carabid beetles in the boreal forest. - Ecography 22: 424-435.
- Kolb, J. (2013): Waldbrand in Bayern: Schwerpunkte und Prognosemethoden. - Unveröff. Bsc-Arbeit HSWT, Fak. Wald und Forstwirtschaft, 76 S.
- Kolbe, H. (1907): Über die Elemente der Insektenfauna Deutschlands. Ein kurzer Abriss. - Ent. Wochenbl. 24: S. 2, 3, 6.
- Kolbe, H. (1912): Glazialzeitliche Reliktfaunen im hohen Norden. - Dt. Ent. Z.: 33-63.
- Kolbe, H. (1917): Studien über die Verbreitung und Herkunft einiger Artengruppen der Coleopteren-Gattung *Carabus*, besonders der *intricatus*-Gruppe. - Dt. Ent. Z. 1917: 295-321.
- Kolbe, H. (1924): Die Carabenfauna Westfalens und ihr Naturcharakter. - Jber. zool. Sekt. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst. 50/51/52 (1921/23): 87-106.
- Kolbe, W. (1966a): Über die Laufkäferfauna eines Haubergs nordwestlich Littfeld. - Natur u. Heimat 26: 9-11.
- Kolbe, W. (1966b): Zur Käferfauna der Bodenstreu in zwei aneinander grenzenden Wäldern nördlich Littfeld. - Natur u. Heimat 26 (2): 49-52.
- Kolbe, W. (1968): Der Einfluß der Waldemasse auf die Verbreitung von Käfern in der Bodenstreu eines Eichen-Birken-Waldes. - Natur u. Heimat 278: 120-124.
- Kolbe, W. (1970): Vergleichende Coleopterenfänge in zwei Siegerländer Laubwäldern. - Natur u. Heimat 30: 22-26.
- Kolbe, W. (1981): Die Auswirkungen eines Waldbrandes auf die Coleopteren-Fauna in Kiefernforsten im Raum Brüggen. - Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 34: 23-36.
- Kolbe, W. (1982): Die Käfer der Bodenstreu ausgewählter Waldbiotope im Gebiet der Gelpe in Wuppertal (MB 4709). - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal 35: 32-37.
- Kopf, T. (2008): Die Laufkäferfauna des Schlernggebietes (Südtirol, Italien) mit Angabe zu den Artengemeinschaften ausgewählter Lebensräume. - Grederiana 8: 241-266.
- Koponen, S. & Nuorteva, M. (1973): Über fossile Waldinsekten aus dem Moor Piilonsuo in Südfinnland. - Acta Ent. Fenn. 29: 3-84.
- Koppisch, D. (1994): Nährstoffgehalt und Populationsdynamik von *Calamagrostis villosa*, einer Rhizompflanze des Unterwuchses von Fichtenwäldern. - Bayreuther Forum Ökol. 12, 190 S.
- Korbel, L. (1962): Coleoptera lesnych kultur na Revani v Malej Fatre. - Acta Fac. Rer. Nat. Uni. Comen. Bratisl., Zool. 7: 15-60.
- Korbel, L. (1966): Zur Erkenntnis der bionomischen Gruppen der Coleoptera im Boden des gemischten Karpatenwaldes. - Acta Fac. Rer. Nat. Uni. Comen. Bratisl., Zool. 13: 141-149.
- Korbel, L. (1973a): Synusien der Laufkäfer in den Buchenwäldern der Karpaten. - Biologia (Bratislava) 28: 933-938.
- Korbel, L. (1973b): K poznaniu struktury synuzii druhov celade Carabidae v oblasti Vysokych Tatier. - Acta Fac. Rer. Natur Univ. Comen. Zoologia 19: 13-23.
- Korell, A. (1968): Die *Cicindela*-, *Cychrus*-, *Carabus*- und *Calosoma*-Arten in Nordhessen. - Entomologische Zeitschrift 78: 145-150.
- Korell, A. (1983a): Faunistik der hessischen Koleopteren 10: Familie Cicindelidae. - Mitt. Int. Ent. Ver. 7(3-4): 66-69.
- Korell, A. (1983b): Faunistik der hessischen Koleopteren 13: Familie Carabidae. 1. Gattung *Calosoma*, *Cychrus*. - Mitt. Int. Ent. Ver. 8(4): 95-99.
- Korell, A. (1975): Über die *Carabus*-Arten Siziliens. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 24: 92-95.
- Korell, A. (1986): Faunistik der hessischen Koleopteren 15: Familie Carabidae. 2. Gattung *Carabus*. - Mitt. Int. Ent. Ver. 10(3-4):145-166.
- Korell, A. (2006): Auf der Suche nach *Carabus menetriesi* in Bayern. - Angew. Carabidol. Suppl. 5: 51.
- Korge, E. (1959): Die Tierwelt des Spandauer Teufelsbruchs. - Berliner Naturschutzblätter 3: 89-92.
- Korge, H. (1963): Das Naturschutzgebiet Teufelsbruch in Berlin-Spandau. III: Die Käferfauna. - Sitz-Ber. Ges. naturforsch. Freunde Berlin (N.F.) 3 (2): 67-102.
- Korge, H. (1977): Beiträge zur Kenntnis der Fauna des Wimbachgriestales im Naturschutzgebiet Königsee bei Berchtesgaden. - Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 112: 131-159.
- Korpel, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. - Jena, 310 S.
- Köstler, E. & Manhart, C. (2001): Faunistische Untersuchungen in Schneeheide-Kiefernwäldern auf Kalksubstrat in den nördlichen Kalkalpen. Teil 1: Bayern (Lkr. Bad Tölz-Wolfratshausen und Garmisch-Partenkirchen). - Unveröff. Schlussbericht im Auftrag Bayer. ANL, 65 S. + Anh.
- Koth, W. (1974): Vergesellschaftung von Carabiden bodennasser Habitate des Arnsberger Waldes verglichen mit der Renkonen-Zahl. - Abh. Westf. Landesmus. Naturkd. Münster 36(3): 1-43.
- Kotliar, N.B. & Weins, J.A. (1990): Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. - Oikos 59: 253-260.
- Kotze, J. (2005): Ecological methodology: pitfalls in Carabid beetle research. - Proc. 12th ECM: 115-118.
- Kotze, J. & O'Hare (2003): Species decline-but why? Explanations of Carabid beetle declines in Europe. - Oecologia 135(1): 138-148.
- Kotze, J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M., Lovei, G., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzoloto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Palomares, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., Zetto Brandmayr, T. (2009): Forty years of Carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. - ZooKeys 100: 55-148.
- Kotze, J. & Lehtväirtä (2005): Dealing with varying observational probability, unequal sample sizes and clumped distributions - a working example with ground beetles. - Proc. 12th ECM: 57-62.
- Kratochvíl, A. & Schwabe, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Biozoologie. - Stuttgart, 756 S.
- Krause, H. (1905): Beiträge zur Coleopterenfauna der Fränkischen Schweiz. - Ent. Jb. 14: 129-161.
- Krause, R. (1970): Bemerkenswerte Käferfunde aus der Hinteren Sächsischen Schweiz. - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkd. Dresden 4(2): 9-13.
- Krause, R. (1974): Die Laufkäfer der Sächsischen Schweiz, ihre Phänologie, Ökologie und Vergesellschaftung (I). - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkd. Dresden 5(2): 73-179.
- Krause, R. (1995): Zur Lauf-, Blatt- und Rüsselkäferfauna eines Ahorn-Eschen-Steilhangwaldes in der Sächsischen Schweiz. - Faun. Abh. Mus. Tierkd. Dresden 20(4): 19-28.
- Krause, R. (2005): On some beetles of Carpathian-Sudetic distribution in Saxony, with special reference to Saxon Switzerland. - Proc. Sympos. „Biodiversity of sandstone landscapes“, Sect. 2: 150-154.
- Kreissl, E. (1968): Faunistische Nachrichten aus Steiermark (XIV/4): Nachweise von *Calosoma inquisitor*. - Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 98: 156-157.
- Kress, I. (1856): Die Käfer des Steigerwaldes. Ein Beitrag zur entomologischen Fauna Frankens. - Ber. naturf. Ges. Bamberg 3: 49-68.
- Kronberger, K. (1940): Der „welberuffene [sic] Fichtelberger See“. - Archiv für die Geschichte von Oberfranken 34(2): 36-64.
- Kühnelt, W. (1941): Revision der Laufkäfergattungen *Patrobus* und *Diplois*. - Ann. Naturhist. Mus. Wien 51: 151-192 + Anh.
- Kühnelt, W. (1943): Die Leitformenmethode in der Ökologie der Landtiere. - Biol. gener. 17: 106-148.
- Kühnelt, W. (1944): Über Beziehungen zwischen Tier- und Pflanzengesellschaften. - Biol. gener. 17: 566-593.
- Kühnelt, W. (1948): Ein Beitrag zur Kenntnis der Bodentierwelt einiger Waldtypen Kärntens. - Carinthia II 137-138 (57): 165-173.
- Kühnelt, W. (1953): Beiträge zur Kenntnis der Bodentierwelt Kärntens und seiner Nachbargebiete. - Carinthia II. - Mitt. naturw. Ver. Kärnten 143: 42-74.
- Kühnelt, W. (1954): Wege zu einer Analyse der ökologischen Valenz. - Verh. Dt. Zool. Ges. (Tübingen) 1954: 292-299.
- Kühnelt, H. (1966): Der Schluchtwald und seine Tagfalter. - Entomologische Zeitschrift 12: o.S.
- Kühnelt, H. (1967): Der Eichen-Hainbuchenwald und seine Tagfalter. - Ent. Z. 77: 217-225.
- Künnet, W. (1982, Hrsg.): Das Ökosystem Wald in Westmittelfranken am Beispiel des Kehrenberges. - Mitt. Bayer. StaFov 42, 142 S. + Anl.
- Küster, H. (1996): Die Rolle der Eiche in der Vegetationsgeschichte Bayerns. - Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 3: 11-18.
- Kult, K. (1949): *Amara pulpani* sp. n. a. nove subspesie druhu rodu *Pterostichus* z CSR (*Amara pulpani* sp. n. and new subspecies of *Pterostichus* from Czechoslovakia). - Entomologicke listy (Folia entomologica, Brno) 12: 77-88.
- Kult, K. (1953): New species of the family Carabidae from Central Europe. Acta Societatis Entomologicae Cechosloveniae 50: 118-125.
- Lang, A. (1975): Coleopterenfauna und -faunation in der alpinen Stufe der Stubai Alpen (Kühtai). - Veröff. Univ. Innsbruck 99, Alpin-biol. Stud. I: 80 S.
- Lang, A. (2000): The pitfalls of pitfalls: a comparison of pitfall trap catches and absolute density estimates of epigeal invertebrate predators in arable land. - Anz. Schädlingskd. 73: 99-106.
- Lang, G. & Fischer-Leipold, O. (2003): BAB A 99 Autobahnring München Streckenabschnitt "Allach - Feldmoching". Ausgleichsfläche "Waldbiotop am Allacher Forst". Ökologische Erfolgskontrolle 2002 und zusammenfassende Bewertung im Vergleich mit den Untersuchungsjahren 1990, 1991, 1995, 1996, 2001 und 2002. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Autobahndirektion Südbayern, 44 S.
- Lang, O. & Pütz, S. (1999): Frühjahrsbesiedlung eines im Winter überfluteten Naßpolders durch Laufkäfer und Spinnen im Nationalpark Unteres Odertal. - Limn. aktuell 9: 171-205.
- Lang, W. (1990): Quantitative Untersuchung der Käferfauna in anthropogen gestalteten Bereichen des Würzacher Riedes. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Hohenheim Institut Zool., 70 S. + Anh.
- Lauterbach, A.-W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. - Abh. Landesmus. Naturkd. Münster (Westf.) 26(4): 1-103.
- Lauterbach, A.-W. (1965): Aktivitätsverteilung der Carabiden in einem Biotopmosaik. - Natur u. Heimat 25: 70-78.
- Ledoux, G. & Roux, P. (2005): *Nebria*. Fauna Mondiale. - Lyon, 976 S.
- Legendre, L. & Legendre, P. (1983): Numerical Ecology. - Amsterdam (Elsevier).
- Lehmann, H. (1962): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. - Diss. Univ. Köln, 91 S. + Anh.
- Lehmann, S., Persigehl, M., Rosenkranz, B., Falke, B., Günther, J. & Aßmann, T. (2004): Laufkäfer-Gemeinschaften xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. - Schriftenr. Landschaftspfll. Natursch. 78: 119-127.
- Lehmann, W. (1958): Beiträge zur Fauna von Sphagnumpolstern. - Abh. Ber. Staatl. Mus. Tierkd. Dresden 24: 89-103.
- Leipold, D. (1993a): Zoologische Untersuchungen im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie zum Ausbau der A8 zwischen Frasdorf und Beraun: Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Büro Schober, 20S. + Anh.
- Leipold, D. (1993b): Zoologische Untersuchungen im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie zum Ausbau der A8 zwischen Rosenheim und Frasdorf: Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Büro Schober, 20 S. + Anh.
- Leipold, D. (1993c): Zoologische Untersuchungen im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie zum Ausbau der A9 am Hienberg: Laufkäfer und Spinnen. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Büro Schober, 22 S. + Anh.
- Leipold, D. (1995a): Zoologische Untersuchungen auf dem Standortübungsplatz Silberg bei Berchtesgaden 1995: Spinnen und Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LfU, 20 S. + Anl.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Leipold, D. (1995b): Faunistische Erhebungen auf dem Standortübungsplatz Kirchholz bei Bad Reichenhall 1995: Spinnen und Laufkäfer. - 20 S. + Anl.
- Leipold, D. (1995c): Faunistische Untersuchungen auf dem Bombenabwurfplatz Siegenburg/Niederbayern 1995: Spinnen und Laufkäfer. - Wolfersdorf, 31 S. + Anh.
- Leipold, D. (1995d): Zoologische Untersuchungen auf dem Standortübungsplatz Landshut 1994: Spinnen und Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LFU, 25 S. + Karte.
- Leipold, D. (1996): Zoologische Untersuchungen auf dem Standortübungsplatz Reiteralm bei Berchtesgaden 1996: Spinnen und Laufkäfer. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LFU, 29 S. + Anl.
- Leipold, D. (1998): Spinnen und Laufkäfer aus Boden- und Malaisefallenfängen in alpinen Bereichen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen 1997: Alpispitze, Hoher Fricken. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LFU, 38 S. + Anl.
- Leipold, D. (1999): Spinnen und Laufkäfer aus Boden- und Malaisefallenfängen in alpinen Bereichen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen 1998: Friedergebiet. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LFU, 36 S. + Anl.
- Leipold, D. (2001): Spinnen und Laufkäfer aus Bodenfallenfängen in alpinen Bereichen im Landkreis Garmisch-Partenkirchen 1997: Schachengebiet 1999/2000. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LFU, 21 S. + Anl.
- Leipold, D. (2002a): Spinnen und Laufkäfer aus dem Wimbachgries 2000 und 2001 (Nationalpark Berchtesgaden). - Unveröff. Ber. im Auftr. Bayer. LFU, 20 S. + Anl.
- Leipold, D. (2002b): Spinnen und Laufkäfer aus Bodenfallen vom Laufbacher Eck in den Allgäuer Alpen 2001. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LFU, 9 S. + Anl.
- Leipold, D. & Fischer, O. (1986a): Faunistische Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Lange Rhön“ (Enderbercht). - Unveröff. Gutachten im Auftr. Naturwiss. Ver. Würzburg e.V., 154 S.
- Leipold, D. & Fischer, O. (1986b): Untersuchungen der epigäischen Spinnen- und Laufkäferfauna in ausgewählten Habitaten bei Bischofsheim/Rhön. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Naturwiss. Verein Würzburg e.V., 72 S.
- Leipold, D. & Fischer, O. (1987): Die epigäische Spinnen-, Laufkäfer- und Kurzflügelkäferfauna des Großen Moores im NSG „Lange Rhön“. - Abh. Naturwiss. Verein Würzburg, 28: 111-137.
- Lennartz, G. (2002): Der bioökologisch-soziologische Klassifikationsansatz und dessen Anwendung in der Naturschutzpraxis. - Akad. Edit. Umweltforschung RWTH Aachen 25, 272 S. + Anh. u. Beil.
- LFU (1997, Hrsg.): Aus den Naturschutzgebieten Bayerns: Die Naturschutzgebiete am Arber. - Schriften. LFU 144, 143 S.
- LFU (2003): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. - Schriften. LFU 166, 384 S.
- LFU (2012, Hrsg.): Potentielle Natürliche Vegetation Bayerns, Übersichtskarte 1:500.000, 112 S.
- LFW (1991, Hrsg.): Stützkraftstufe Landau a.d. Isar - Entwicklung der Pflanzen- und Tierwelt in den ersten 5 Jahren. - Schriften. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 24: 1-156.
- Licht, T. (1993): Verinselung von Waldwiesenältern für Heuschrecken und Laufkäfer durch Fichtenquerriegel 68(3): 115-119.
- Licht, W. (2013): Zeigerpflanzen. - Wiebelsheim, 483 S.
- Liebher, J.K., Montgomery, S.L., Englund, R.A. & Samuelson, G.A. (2009): First recorded Hawaiian occurrence of the Alien ground beetle *Agonum muelleri* from the Summit of Mauna Kea, Hawaii Island. - Proc. Hawaiian Ent. Soc. 41: 97-103.
- Liebold, K. (2003): Vergleichende Untersuchungen zur faunistischen und genetischen Diversität von Käferzönosen in genutzten und ungenutzten Bergmischwäldern des Bayerischen Waldes. - Diss. TU München, 160 S. + Anh.
- Lik, M. (2010): The influence of habitat type on the population dynamics of ground beetles in marshland [floodplain]. - Ann. Soc. Ent. Fr. (n.s.). 46 (3-4): 425-438.
- Linde, A., Kolling, T. & Winter, S. (2001): Laufkäferzönosen in isolierten Laubholzbeständen am Beispiel der Mortzfeldtschen Löcher. - Mitt. DGAAE 13: 477-480.
- Lindelöw, A. (1990): Habitatval och säsongaktivitet hos *Agonum mannerheimii* i en uppländsk sumpskog. - Ent. Tidskr. 111: 163-166.
- Lindroth, C.H. (1931): Die Insektenfauna Islands und ihre Probleme. - Zoologiska Bidrag från Uppsala 13: 105-600 (Laufkäfer: 165-179).
- Lindroth, C.H. (1943): *Oodes gracilis*. Eine thermophile Carabide Schwedens. - Notulae Entomol. 22: 109-157.
- Lindroth, C.H. (1948): Notes on the ecology of Laboulbeniaceae infesting Carabid beetles. - Svensk Botanisk Tidskrift, 42(1): 34-41.
- Lindroth, C.H. (1945-1949): Die fenno-skandinavischen Carabidae, Teile I-III. - Göteborg, 709, 277 und 911 S.
- Lindroth, C.H. (1955): The Carabid beetles of Newfoundland. - Opusc. Ent. Lund, Suppl. 12, 160 S. + Tafeln.
- Lindroth, C.H. (1960): Coleopteren - hauptsächlich Carabiden - aus dem Diluvium von Hösbach. - Opusc. Ent. XXV (1-2): 112-128, 2 Tafeln.
- Lindroth, C.H. (1961-1969): The ground beetles of Canada and Alaska (Parts 1-6). - Opusc. Ent. Suppl. Lund, 1192 S.
- Lindroth, C.H. (1963): Fauna history of Newfoundland: illustrated by Carabid beetles. - Lund, 112 S. + Anh.
- Lindroth, C.H. (1973): Sentida förändringar i den nordiska insektsfaunan. Exempel från Carabiderna. - Entomologen 2: 1-8.
- Lindroth, C.H. (1974): Coleoptera Carabidae. - Handbooks for the identification of British insects IV (2): 1-148 S.
- Lindroth, C.H. (1986): The Carabidae of Fenoscandia and Denmark. - Fauna Ent. Scandinavia 15(2), 497 S.
- Lindroth, C.H., Bengtson, S.-A. & Enckell, P.H. (1988): Terrestrial fauna of far isolated areas: a study in tracing old faunal centres. - Entomol. Scand. Suppl. 32/33: 31-65.
- Lindroth, C.H. (1972): Changes in the Fenoscandian ground-beetle fauna during the twentieth century. - Ann. Zool. Fenn. 9: 49-64.
- Loch, R., Rietze, J., Trautner, J., Turni, H. & Bücking, W. (2002): Ein Waldbrand im Odenwald und seine Folgen. - AFZ/Der Wald 12: 608-611.
- Lohmeyer, W. & Bohn, U. (1972): Karpatenbirkenwälder als kennzeichnende Gehölzgesellschaften der Hohen Rhön und ihre Schutzwürdigkeit. - Natur u. Landschaft 47(7): 196-200.
- Lohmeyer, W. & Rabeler, W. (1965): Aufbau und Gliederung der mesophilen Laubmischwälder im mittleren und oberen Wesergebiet und ihre Tiergesellschaften. - In: R. Tüxen (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Internat. Symp. Stolzenau/Weser 1960: 238-257.
- Lohse, G. A. (1954): Die Laufkäfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins. - Verh. Ver. naturwiss. Heimatforsch. Hamburg 31: 1-39.
- Lohse, G. A. (1981): Bodenfallenfänge im Naturpark Wilseder Berg mit einer kritischen Beurteilung ihrer Aussagekraft. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal 34: 43-47.
- Lohse, G. A. (1983): Die *Asaphidion*-Arten aus der Verwandtschaft des *A. flavipes* L. - Ent. Bl. 79(1): 33-36.
- Lönnerberg, L. & Jonsell, M. (2012): Sand pits as habitats for beetles (Coleoptera): does area affect species number and composition. - Biodiv. Conserv. DOI 10.1007/s10531-012-0225-2.
- Looijen, R.C. (1998): Holism and reductionism in biology and ecology. - Diss. Univ. Groningen, 376 S.
- Looijen, R.C. & van Andel, J. (1999): Ecological communities: conceptual problems and definitions. - Perspectives in Plant Ecol., Evolution and Systematics 2: 210-222.
- Looijen, R.C. & van Andel, J. (2002): A reply to Thomas Parker's critique of the CI community concept. - Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 5: 210-222.
- Loreau, M. (1978): Etude de la distribution des Carabidae dans la Vallée du Viroin (Belgique). - Annales de la Société royale Zoologique de Belgique 107: 129-146.
- Loreau, M. (1984): Composition et structure de trois peuplements forestiers de Carabides. - Bulletin de l'Académie Royale de Belgique, Classe des Sciences 70: 125-160.
- Loreau, M. (1986): Niche differentiation and community organization in forest Carabid beetles. - In: den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics: S. 465-487.
- Loreau, M. (1987a): Community-wide seasonal trends in niches of forest Carabid beetles. - Acta Phytopath. Ent. Hung. 22(1-4): 175-185.
- Loreau, M. (1987b): Vertical distribution of activity of Carabid beetles in a beech forest floor. - Pedobiologia 30: 173-178.
- Loreau, M. (1990): Competition in a Carabid beetle community: a field experiment. - Oikos 58: 25-38.
- Loreau, M. (1992): Species abundance patterns and the structure of ground-beetle communities. - Ann. Zool. Fenn. 28: 49-56.
- Loreau, M. & Nolf, C.-L. (1993): Occupation of space by the Carabid beetle *Abax ater*. - Acta Oecologica 14: 247-258.
- Loreau, M. & Nolf, C.-L. (1994): Spatial structure and dynamics of a population of *Abax ater*. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 165-169.
- Lorenz, J. (1991): Untersuchungen über am Boden lebende Käfer in unterschiedlich stark immissionsgeschädigten Fichtenbeständen des Osterzgebirges. - Unveröff. Diplomarb. TU Dresden, 88 S. + Anh.
- Lorenz, J. (1997): Zur Laufkäferfauna von Ruderal- und Brachflächen in der Stadt Dresden. - Ent. Nachr. Ber. 41: 59-65.
- Lorenz, J. (1999): Ökofaunistische Untersuchungen zur Coleopterenfauna einer strukturreichen Agrarlandschaft. - Diss. TU Dresden, 197 S. + Anh.
- Lorenz, W. (1993): Vegetationskundliche Untersuchungen der Schneeheide-Kiefernwälder im Landkreis Garmisch-Partenkirchen. - Hoppea 54: 301-349.
- Lorenz, W.M.T. (1991): Laufkäfer. - In: Planungsbüro Alßmann (1991): Pflege- und Entwicklungsplan NSG „Donaulängs von Passau bis Jochenstein“. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Regierung von Niederbayern. - Freising, 103-112.
- Lorenz, W.M.T. (1992): Rote Liste der Laufkäfer Bayerns. - Schriften. LFU 111: 100-109.
- Lorenz, W.M.T. (1994): Laufkäfer. - in: Schwaiger, H. (Bearb.): Faunistische Erhebungen auf dem Bombenabwurfplatz Siegenburg. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LFU, 23 S.
- Lorenz, W.M.T. (1998): Systematic list of extant ground beetles of the world. - Tutzing, 502 S.
- Lorenz, W.M.T. (1999): Untersuchungen zur Laufkäfer-Fauna der Landeshauptstadt München. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Stadt München, 44 S. + Anlage.
- Lorenz, W.M.T. (2001): Laufkäfer der Uferlebensräume (Carabidae). - In: Heckes & Lorenz (2001): Leader II-Initiative "Saubere Ilz", Faunistische Fachbeiträge. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Lkr. Passau, Stadt Passau und Lkr. Freyung-Grafenau, S. 1-41 + Anl.
- Lorenz, W.M.T. (2003): Rote Liste gefährdeter Lauf- und Sandlaufkäfer Bayerns. - Schriften. LFU 166: 102-111.
- Lorenz, W.M.T. (2004): 1. Arbeitsatlas der Laufkäfer Bayerns. - Unveröff. Typoskript mit Karten, 82 S.
- Lorenz, W.M.T. (2008): Laufkäfer an Fließgewässern und Quellen des Trauchberges. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LFU, 18 S. + Karten.
- Lorenz, W.M.T. (2014): Aktueller Kenntnisstand zur Verbreitung der Laufkäfer Bayerns und angrenzender Gebiete [Online-Datenbank]. - www.carabidfauna.de (letzter Zugriff 31.10.2014)
- Löser, S. (1971): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten im Grenzraum Ebene-Mittelgebirge. - Diss. Univ. Köln, 54 S. + Anh.
- Löser, S. (1972): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten im Grenzraum Ebene-Mittelgebirge. - Zool. Jb. Syst. 99: 213-262.
- Löser, S., Meyer, E. & Thaler, K. (1982): Laufkäfer-, Kurzflügelkäfer-, Asseln, Webspinnen, Weberknechte und Tausendfüßler des Naturschutzgebietes „Murnauer Moos“ und der angrenzenden westlichen Talhänge. Entomofauna Suppl. 1: 369-388.
- Lott, D. (2001): Ground beetles and rove beetles associated with temporary ponds in England. - Freshwater Forum 17(1): 40-53.
- Lübke-Al Hussein, M. (1997): Fallenzahl - Artenzahl - Beziehungen am Beispiel der Laufkäfer - Eine Hilfe zur Bewertung von Bodenfallenfängen. - Arch. Phytopathol. Pflanzenschutz 31: 89-99.
- Lübke-Al Hussein, M., Al Hussein, I.A., Partzsch, M. (1998): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zu Webspinnen (Arachnida: Araneae), Laufkäfern und Kurzflüglern (Coleoptera: Carabidae et Staphylinidae) auf einer ausgewählten Ruderalfläche in der Stadt Halle (S.). - Hercynia N.F. 31: 283-309.
- Ludewig, H.-H. (1993): Zur Kenntnis der Laufkäfer verschiedener Kulturlflächen von Mainz. - Mainz. naturwiss. Arch. 31: 349-360.
- Ludewig, H.-H. (1996): Für Rheinland-Pfalz neue und selten nachgewiesene Laufkäferarten. - Mainz. naturwiss. Arch. 34: 155-163.
- Ludewig, H.-H. (1998): Für Rheinland-Pfalz bemerkenswerte Laufkäferfunde. - Mainz. naturwiss. Arch. 36: 209-215.
- Ludewig, H.-H. (2007): Laufkäfer der Auengebiete zwischen Dienheim und Guntersblum. - Mainzer Naturwiss. Arch./Beih. 30: 94-107.
- Ludwig, G., Haupt, H., Gruttko, H. & Binot-Hafke, M. (2006): Methodische Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. - BfN-Skripten 191, 93 S. + Anh.
- Luff, M.L. (1975): Some features influencing the efficiency of pitfall traps. - Oecologia 19: 345-357.
- Luff, M.L. (1986): Aggregation of some Carabidae in pitfall traps. - In: den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics: S. 385-397.
- Luff, M.L. (1987): Ground beetles in Dyfed. - Dyfed Invertebrate Group Newsletter 6: 3-5.
- Luff, M.L. (1990): *Pterostichus rhaeticus* HEER, a British species previously confused with *P. nigrita* (Paykull). - Ent. month. Mag. 126: 245-249.
- Luff, M.L. (1998): Provisional Atlas of the Ground Beetles of Britain. - Huntingdon, 194 S.
- Luff, M.L. (2002): Carabid assemblage organization and species composition. - In: Holland, J.M. (Hrsg.): The Agroecology of Carabid beetles: 41-80.
- Luff, M.L., Eyre, M.D. & Rushton, S.P. (1989): Classification and ordination of habitats of ground beetles in north-east England. - J. Biogeography 16: 121-130.
- Luka, H. (1996): Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. - Agrarforschung 3(1): 33-36.
- Luka, H. (2004): Ökologische Bewertung von Landschaftselementen mit Arthropoden. - Opusc. biogeogr. basilensis 4: 1-253.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Moor, M. (1975b): Ahornwälder im Jura und in den Alpen. - *Phytocoenologia* 2: 244-260.
- Moor, M. (1978): Die Klasse der Eschen-Buchenwälder (Fraxino-Fagetea). - *Phytocoenologia* 4: 433- 115.
- Morati, J. & Huet, M. (1995): Presence de *Carabus (Hygrocarabus) nodulosus*, dans le Jura français. - *Bull. Soc. Ent. France* 100 (2): 144.
- Mossakowski, D. (1964a): Über Verbreitung und Ökologie einiger Käfer in Mooren und Heiden Schleswig-Holsteins. - *Faun. Mitt. Norddeutschland* 2(4): 106-111.
- Mossakowski, D. (1964b): Zur Faunistik und Ökologie von *Miscodera arctica* Payk. - *Faun. Mitt. Norddeutschl.* 6: 142-144.
- Mossakowski, D. (1970a): Ökologische Untersuchungen an epigäischen Coleopteren atlantischer Moor- und Heidestandorte. - *Z. Wiss. Zool.* 181(3/4): 233-316.
- Mossakowski, D. (1970b): Das Hochmoor-Okoareal von *Agonium ericeti* und die Frage der Hochmoorbindung. - *Faun.-Ökol. Mitt.* 3(11/12): 378-392.
- Mossakowski, D. (1971): Zur Variabilität isolierter Populationen von *Carabus arcensis* HBST. - *Z. zool. Syst. Evolutionsforsch.* 9: 81-106.
- Mossakowski, D. (1973): Programmierte Auswertung faunistisch-ökologischer Daten. - *Faun.-ökol. Mitt.* 4: 255-272.
- Mossakowski, D. (1977): Die Käferfauna wachsender Hochmoorflächen in der Esterweyer Dose. - *Drosera* 9 (2): 63-72.
- Mossakowski, D. (1978): Sogenannte gute Moorarten. - *Bombus* 2: 254-255.
- Mossakowski, D. (1991): Zur Verbreitung der Laufkäfer im Lande Bremen. - *Abh. Naturw. Ver. Bremen* 41(3): 543-639.
- Mossakowski, D. (2007): Salzwiesen und Hochmoore: Extremstandorte? - *Angew. Carabidol.* 8: 9-16.
- Mossakowski, D. & Dormann, W. (2011): A plea for using qualitative aspects in the interpretation of ecological field data as revealed by Carabid beetle assemblages of a pristine salt marsh. - *ZooKeys* 100: 273-286.
- Mossakowski, D. & Främbs, H. (1993): Carabiden als Indikatoren der Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen auf die Fauna im Leegmoor. - *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 29: 79-114.
- Mossakowski, D. & Paje, F. (1985): Ein Bewertungsverfahren von Raumeinheiten an Hand der Carabidenbestände. - *Verh. Ges. Ökol.* 13: 747-750.
- Mossakowski, D., Främbs, H. & Baro, A. (1994): Carabid beetles as indicators of habitat destruction caused by military tanks. - In: Stork, N. (Hrsg.): *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*: S. 237-243.
- Mossakowski, D., Främbs, H. & Lakomy, W. (2003): The Carabid and Staphylinid fauna of raised bogs. A comparison of northwest Germany and the Baltic region. - *Baltic. J. Coleopterol.* 3(2): 137-144.
- Mühlenberg, M. (1981): Ressourcenangebot und Ressourcennutzung. Schlußbericht der ökologischen Außenstation Steigerwald der Universität Würzburg, Berichtszeitraum 1.9.1978-31.12.1980. - Unveröff. Ber. Im Auftrag LfU, Neuschleichach, 204 S.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie (3. Aufl.). - Heidelberg, 512 S.
- Mühletaler, U., Reisner, Y. & Rogiers, N. (2008): Potenzielle Eichenwuchsgebiete und aktuelle Eichenmischwälder der Schweiz. - *Schweiz. Z. Forstwes.* 159: 103-111.
- Muise, O. (2005): Laufkäferuntersuchungen im Rotviehprojekt im Kainzbachtal bei Tannesberg, Oberpfalz. - Unveröff. Gutachten im Auftr. LBV, 34 S. + Anh.
- Muise, O. (2006): Laufkäferuntersuchung im Altmühltal bei Kipfenberg (Landkreis Eichstätt). - Unveröff. Gutachten im Auftr. Landesbund für Vogelschutz und Bayerische Staatsforsten, Forstbetrieb Kipfenberg, 28 S. + Anh.
- Muise, O. (2007): *Trechus nigrinus* PUTZEYS 1847 (*tristis* (DUFTSCHMID 1812)) neu in Deutschland. - Tagungsheft 10. Jahrestagung GAC (Gelnhausen), S. 10.
- Muise, O. (2008): Laufkäferuntersuchung im Altmühltal bei Kipfenberg (Landkreis Eichstätt). - Unveröff. Gutachten im Auftr. Landesbund für Vogelschutz und Bayerische Staatsforsten, Forstbetrieb Kipfenberg, 27 S. + Anh.
- Muise, O. (2009): Laufkäfer. - In: Lipsky, H. (Bearb.): *Zustandserfassung Standortübungsplatz Bodenwöhr*. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. Oberpfalz, 18 S.
- Müller, A. (1973): Die Landshuter Käferfauna. - *Naturwiss. Zeitschrift f. Niederbayern* 27: 72-97.
- Müller, C. & Molenda, R. (1999): Zur Coleopterenfauna Kaltluft erzeugender Blockhalden in Thüringen. - *Thür. Faunist. Abh.* VI: 149-162.
- Müller, G. (1951): Bemerkungen zu einer neuen Arbeit über die Verbreitung der ostalpinen *Trechus*-Arten. - *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 58: 137-139.
- Müller, G. (1968): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Coleopterenfauna der küstennahen Kulturlandschaft bei Greifswald. Teil I: Die Carabidenfauna benachbarter Acker- und Weideflächen mit dazwischenliegendem Feldrain. - *Pedobiologia* 8: 313-339.
- Müller, G. (1971): Laboruntersuchungen zur Wirkung von Herbiziden auf Carabiden. - *Archiv für Pflanzenschutz* 7: 351-364.
- Müller, G. (1976): Die Bodenfallentechnik und ihre Bedeutung für die Entomofaunistik. - *Ent. Ber.* 1976: 79-84.
- Müller, G. (1978): Parameter für Carabiden-Sukzession auf der Basis von Aktivitätsdichte-Werten. - *Pedobiologia* 18: 442-447.
- Müller, H.J. (1991, Hrsg.): *Ökologie* (2. Aufl.). Jena, 415 S.
- Müller, J.K. (1983): Konkurrenzverminderung durch ökologische Sonderung bei Laufkäfern. Untersuchungen zur Einnischung der bodenlebenden Carabiden eines Eichen-Hainbuchen-Waldes mit einer Vorbemerkung zur Aussagekraft der Fallenfangmethode. - *Diss. Univ. Freiburg*, 214 S.
- Müller, J.K. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. - *Zool. Jb. Syst.* 111: 281-305.
- Müller, J.K. (1985): Konkurrenzvermeidung und Einnischung bei Carabiden. - *Z. Zool. Syst. Evol.-Forsch.* 23: 299-315.
- Müller, L. (1966): Aus den Naturschutzgebieten des Kemptener Waldes. - *Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben* 70: 17-22.
- Müller, S., Kalz-Kaprolat, J. & Wilkens, H. (1999): Vergleich faunistischer Artengemeinschaften in vor- und hinterdeichs gelegenen Auenbereichen der Unteren Mittelelbe am Beispiel der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken und Kleinsäuger. - *Auenreport (Beiträge aus dem Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe) Sonderband 1*: 79-87.
- Müller, T. (1967): Die geographische Gliederung des Galio-Carpinetum und des Stellario-Carpinetum in Südwestdeutschland. - *Beitr. naturkundl. Forsch. Südwestd.* 26: 17-65.
- Müller-Kroehling, S. (2000a): Böhmischer Hochmoor-Laufkäfer - ein bayerischer Endemit. - *LWF-aktuell* 25: 32.
- Müller-Kroehling, S. (2000b): Vorab-Bericht zu den Untersuchungen der LWF zum Vorkommen und den ökologischen Ansprüchen des Hochmoor-Laufkäfers (*Carabus menetriesi pacholei*). - Unveröff. Gutachten, 5 S.
- Müller-Kroehling, S. (2001): Welchen Lebensräumen entstammt die heutige Artenvielfalt in Mitteleuropa (am Beispiel der Laufkäfer). - *Natur und Kulturlandschaft* 5: 99-109.
- Müller-Kroehling, S. (2002): Verbreitung und Lebensraumsprüche der prioritären FFH-Anhang II-Art Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*) in Ostbayern. - Unveröff. Projektbericht (ST103) der Bayer. LWF, 60 S. + Anl.
- Müller-Kroehling, S. (2003a): Der Hochmoorlaufkäfer - Prioritäre Art in guten Händen. - *LWF aktuell* 38: 36.
- Müller-Kroehling, S. (2003b): Teilband 5: Laufkäfer. - in: Müller, J. et al. (2003): *Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern*. Abschlussbericht Projekt V56 der Bayer. LWF, 37 S. (www.lwf.bayern.de).
- Müller-Kroehling, S. (2004a): Charakteristische Arten der Fauna für Wald-Lebensraumtypen. - in: Lang, A., Walentowski, H. & Lorenz, W. (2004): *Kartieranleitung für die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern* (5. Entwurf, Stand April 2004). - Augsburg und Freising (LfU und LWF), 203 S. + Anh.
- Müller-Kroehling, S. (2004c): Tagungsbericht zum 1. Internationalen Expertentreffen zum Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*) vom 15./16.11.2002. - *Insecta* 9: 87-91.
- Müller-Kroehling, S. (2005a): Laufkäfergemeinschaften als Zielartensystem für die nach Artikel 13d BayNatschG geschützten Waldgesellschaften und die Wald-Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie in Bayerns Wäldern, unter Einbeziehung der natürlicherweise waldfreien Sonderstandorte im Wald. - Abschlussbericht des Kuratoriumsprojektes V52 (LWF), 248 S.
- Müller-Kroehling, S. (2005b): Distribution, habitat requirements and protection of the priority species *Carabus menetriesi pacholei* Sok. in eastern Bavaria (EU habitats directive, annex II). - *Verh. Ges. Ökol.* 35: 372.
- Müller-Kroehling, S. (2005c): Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*). - In: LWF & LfU (Hrsg.): *Kartieranleitung für die Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie in Bayern* (Entwurf, Stand Februar 2005). - 80 S.
- Müller-Kroehling, S. (2005d): Natura 2000-Arten, Folge 2: Exklusives Eiszeitrelikt. Der Hochmoorlaufkäfer. - *AFZ/Der Wald* 14: 766.
- Müller-Kroehling, S. (2006a): Laufkäfergemeinschaften als Zielartensystem für geschützte Waldgesellschaften. - Tagungsband Forstwiss. Tagung Tharandt 20-22.9.2006: 72.
- Müller-Kroehling, S. (2006b): Verbreitung und Lebensraumsprüche der prioritären FFH-Anhang II-Art Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*) in Ostbayern, und Hinweise zu ihrem Schutz. - *Angew. Carabidol. Suppl.* 5: 65-85.
- Müller-Kroehling, S. (2006c): Ist der Gruben-Großlaufkäfer *Carabus (variolosus) nodulosus* ein Taxon des Anhanges II der FFH-Richtlinie in Deutschland? - *Waldökologie online* 3: 57-62.
- Müller-Kroehling, S. (2006d): Indikator 40. Vorkommen gefährdeter Arten. Laufkäfer. - In: Regionale PEFC-Arbeitsgruppe Bayern (Hrsg.): *Regionaler Waldbericht Bayern 2005*: 151-152.
- Müller-Kroehling, S. (2006e): *Carabus menetriesi pacholei*. - In: Schnitter, P. et al. (Hrsg.): *Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie*. Ber. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2: 141-142.
- Müller-Kroehling, S. (2007): Laufkäfer unterschiedlich bewirtschafteter fränkischer Eichenwälder, unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Mittelwäldern für die Biodiversität. - *Angew. Carabidol.* 8: 51-68.
- Müller-Kroehling, S. (2008a): Laufkäfer, Zeigerarten für Naturnähe. - *LWF aktuell* 63: 14-18.
- Müller-Kroehling, S. (2008b): Kiefern-Naturwälder und Kiefernforste. Laufkäfer als Naturnähezeiger. *AFZ/Der Wald* 19: 1015-1017.
- Müller-Kroehling, S. (2008c): Zum Vorkommen von *Amara makolskii* ROUBAL 1923 und *A. pulpani* KULT 1949 in Bayern und der Notwendigkeit ihrer Abtrennung von *A. communis* (PANZER 1997) sensu stricto, nebst Anmerkungen zur Bedeutung der vollständigen Archivierung von Belegmaterial auch häufiger Arten. - Tagungsband 11. Jahrestagung der GAC 22.-24.2.2008 Weißwasser.
- Müller-Kroehling, S. (2009): Endemische Laubwald-Laufkäfer in bayerischen Buchen- und Schluchtwäldern. - *LWF-Wissen* 61: 57-66.
- Müller-Kroehling, S. (2010): Laufkäfer. - in: Walentowski, H., Bußler, H., Bergmeier, E., Blaschke, M., Finkeldey, R., Gossner, M.M., Litt, T., Müller-Kroehling, S., Philippi, G., Pop, V.V., Reif, A., Schulze, E.-D., Strätz, C. & Wirth, V. (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes. - *Forstarchiv* 81: 195-217.
- Müller-Kroehling, S. (2013a): Prioritäten für den Wald-Naturschutz - Die Schutzverantwortung Bayerns für die Artenvielfalt in Wäldern, am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). - *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 13: 57-72.
- Müller-Kroehling, S. (2013c): Biodiversitätskriterien für Nachhaltigkeit im Wald. - *LWF Wissen* 72 „Wald und Nachhaltigkeit“: 59-71.
- Müller-Kroehling, S. (2013d): Zum Vorkommen moorspezifischer Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) und Schwämmkäfer (Dytiscidae) in Spirkenfilzen (FFH-Sub-LRT *91D3) des Südschwarzwaldes als charakteristische Arten. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz* 21: 281-299.
- Müller-Kroehling, S. (2013e): Eichenwald-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in Deutschland - drängende Fragen und mögliche Ansätze für ein Konzept zu Erhalt und Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes. - *Natursch. Biol. Vielf.* 131, 199-207.
- Müller-Kroehling, S. (2014): Zum Vorkommen der bisher meist verkannten *Amara pulpani* KULT 1949 und *Amara makolskii* ROUBAL 1923 in Wäldern Bayerns. - *Angew. Carabidol.* 10, 35-40.
- Müller-Kroehling, S. & Schmidt, O. (1999a): Große Pflanzenfresser als Parkgestalter? *AFZ/Der Wald*: 556-557.
- Müller-Kroehling, S. & Schmidt, O. (1999b): Großtiere als Landschaftsgestalter. - *Nationalpark* 3/99: 8-11.
- Müller-Kroehling, S. & Zehetmair, T. (2014): Laufkäfer in den Kronen europäischer Buchenwälder - *Angew. Carabidol.* 10: 101-107.
- Müller-Kroehling, S., Engelhardt, K. & Kölling, C. (2013): Zukunftsaussichten des Hochmoorlaufkäfers (*Carabus menetriesi*) im Klimawandel. - *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 13: 73-85.
- Müller-Kroehling, S., Grünwald, M. & Scheuchl, E. (2001): Wiederfund von *Cicindina arenaria viennensis* in Bayern und Umsiedlungsversuch aus dem bedrohten Lebensraum. - *Angew. Carabidol.* 2/3: 81-90.
- Müller-Kroehling, S., Franz, C., Binner, V., Müller, J., Pechacek, P. & Zahner, V. (2006): *Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhanges II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhanges I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern* (4. aktualisierte Fassung). - Freising, 187 S. + Anh.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Müller-Kroehling, S., Walentowski, H. & Bußler, H. (2009a): Waldnaturschutz in Zeiten des Klimawandels. Neue Herausforderungen für den Erhalt der Biodiversität. - Praxis der Naturwissenschaften 58(1): 29-33.
- Müller-Kroehling, S., Walentowski, H., Bußler, H. & Kölling C. (2009b): Natürliche Fichtenwälder im Klimawandel - Hochgradig gefährdete Ökosysteme. - LWF Wissen 63: 70-85.
- Müller-Kroehling, S., Jantsch, M.C., Fischer, H.S. & Fischer, A. (2014a): Modelling the effects of global warming on the ground beetle fauna of beech forests in Bavaria, Germany. - Eur. J. Entomol. 111(1): 35-49.
- Müller-Kroehling, S., Hammerl, R. & Koch, S. (2014b, in prep.): Slash burning as a surrogate process for pyrophilous species - a case study with ground beetles (Coleoptera: Carabidae) from Northern Bavaria. - European J. Entomol. (eingereicht)
- Müller-Motzfeld, G. (1982): Faunenveränderungen - Indikation und ökologische Ursachen. - Wiss. Z. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Math.-Naturwiss. Reihe 31(4): 53-56.
- Müller-Motzfeld, G. (1989): Laufkäfer als pedobiologische Indikatoren. - Pedobiologia 33: 145-153.
- Müller-Motzfeld, G. (1992): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns (1. Fassung). - Schwerin, 20 S.
- Müller-Motzfeld, G. (1994): Ein Käfer gegen die Autobahn? - Insecta (1994): 51-65.
- Müller-Motzfeld, G. (1995): Klimatisch bedingter Faunenwechsel am Beispiel der Laufkäfer. - Angew. Landschaftsökol. 4: 135-154.
- Müller-Motzfeld, G. (2000): Auswahlkriterien für FFH-Arten aus der Sicht der Entomologie. - Insecta 6: 34-44.
- Müller-Motzfeld, G. (2001a): Laufkäfer-Monitoring am Beispiel des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern. - Insecta 7: 36-49.
- Müller-Motzfeld, G. (2001b): Reliktenendemismus oder Biodiversitäts-Artefakte - schützen wir das „Richtige“? - Pulsatilla 4: 47-58.
- Müller-Motzfeld, G. (2001c): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 9-20.
- Müller-Motzfeld, G. (2004): Xerotherme Laufkäfer in Deutschland - Verbreitung und Gefährdung. - Angew. Carabidol. Suppl. 3: 27-44.
- Müller-Motzfeld, G. (2006a, Hrsg.): Bd. 2 Adepaga 1: Carabidae (Laufkäfer), Korrigierter Nachdruck 2006. - In: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A. & Klausnitzer, B. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas. (2. Aufl., korrigierte Fassung) - Heidelberg/Berlin, 529 S.
- Müller-Motzfeld, G. (2006b): Zur Taxonomie, Entdeckungsgeschichte und Verbreitung der "FFH-Art" *Carabus menetriesi* FALDERMANN in HUMMEL, 1827 (Coleoptera: Carabidae). - Angew. Carabidol. Suppl. 4 (*Carabus menetriesi*): 11-18.
- Müller-Motzfeld, G. (2007): Die Salz- und Küstenlaufkäfer Deutschlands - Verbreitung und Gefährdung. - Angew. Carabidol. 8: 17-27.
- Müller-Motzfeld, G. & Hartmann, M. (1985a): Semiedaphische Coleoptera im NSG „Peenetalmoor“. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg 28: 25-32.
- Müller-Motzfeld, G. & Hartmann, M. (1985b): Zur Trennung von *Pterostichus rhaeticus* HEER und *P. nigrita* PAYK. - Entomol. Nachr. Ber. 29 (1): 13-16.
- Müller-Motzfeld, G. & Schmidt, J. (2008): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns (2. Fassung). - Schwerin, 29 S.
- Müller-Motzfeld, G. & Trautner, J. (1994): Skalierungsvorschläge für die Rote Liste der Laufkäfer Deutschlands. - Insecta 3: 66-77.
- Müller-Motzfeld, G., Alberti, G., Ringel, H., Hampel, J., Kreibich, E., Loch, R., Mathiak, G., Russell, D., Wegener, A. & Wachlin, V. (2004): Bodenbiologische und öko-faunistische Untersuchungen zur Beurteilung des Waldumbaus im norddeutschen Tiefland. - Beitr. Forstwirtschaftl. u. Landschaftsökol. 38(2): 95-101.
- Müller-Motzfeld, G., Trautner, J. & Bräunicke, M. (2004): Raumbedeutungsanalysen und Verantwortlichkeit für den Schutz von Arten am Beispiel der Laufkäfer. - Natursch. Biol. Vielf. 8: 173-195.
- Muona, J. & Rutanen, I. (1994): The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. - Ann. Zool. Fenn. 31: 109-121.
- Muriaux, L. (1956): *Tachyura walkeriana* à Fontainebleau. - Bulletin de l'Association des Naturalistes de la Vallée du Loing, 32: 16.
- Nagel, P. (1975): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. - Diss. Univ. Saarland, 225 S.
- Nagel, P. (1977): Käfergesellschaften als objektiverbare Informationsträger. - Verh. 6. Int. Symp. Entomofaunistik Mitteleuropa 1975 (Lunz am See): 233-241.
- Naujok, J. & Finch, O.-D. (2004): Communities and statio-temporal patterns of epigeic beetles in high mountain habitats of the Central Norwegian Scandes, with special emphasis on Carabid beetles. - Nor. J. Entomol. 51: 31-55.
- Naumann, B. (2003): Laufkäfergemeinschaften typischer Lebensräume in Mittelfranken/Bayern. - Beitr. bayer. Entomofaunistik 7: 45-75.
- Negrú, S. & Rosca, H. (1967): Ord. Coleoptera. In: L'entomofaune des forêts du sud de la Dobroudja. Travaux du Muséum d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa", 27: 119-145.
- Nenadal, S. (1984): Vzba strvíkovitých na rozdielne geobiocenozy v ranskem lesním komplexu (Die Biotopbindung der Laufkäfer in zwei pflanzensoziologisch unterschiedlichen Wäldern in dem Waldregionkomplex Strae Ransko. - Zpravy Cs. Společnosti entomologické pri CSAV 20: 33-46.
- Nenadal, S. (1988): Strevlíkovití brouci Hornosvrátecké vrchoviny a přilehlého okolí. - Zvdar nad sazavou, 49 S.
- Nentwig, W. & Droste, M. (1983, Hrsg.): Die Fauna des Roten Moores in der Rhön. - Marburg, 201 S.
- Netolitzky, F. (1913): Die Verbreitung von *Bembidion starki* SCHAUM. - Ent. Bl. 9 (9/10): 201-204.
- Neu, C. (2007): Einfluss der Habitatfragmentierung durch Überflutung auf Laufkäferpopulationen. - Diss. Univ. Mainz, 160 S. + Anh.
- Neumann, U. (1971a): Die Sukzession der Bodenfauna (Carabidae, Diplopoda und Isopoda) in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlereviere. - Pedobiologia 11: 193-226.
- Neumann, U. (1971b): Die Ausbreitungsfähigkeit von Carabiden in den forstlichen Rekultivierungen des Rheinischen Braunkohlereviere. - In: den Boer, P.J. (Hrsg.): Dispersal and dispersal power of Carabid beetles. Misc. Papers Landbouwhogeschool, Wageningen 8: 89-103.
- Neuray, M. (1998): *Abax carinatus* dans le département de la Meuse (France). - Lambillonea 98(4): 530-532.
- Niedling, A. (2004): Das Naturschutzprojekt „SandAchse Franken“ sowie Anmerkungen zum Vorkommen sandtypischer Laufkäfer im Regnitzbecken. - Angew. Carabidol. Suppl. 3: 77-83.
- Niedling, A. (2007): Laufkäfer der Salzstellen in Hessen und Bayern. - Tagungsheft 10. Jahrestagung GAC (Gelnhausen), S. 12.
- Niedling, A. & Scheloske, H.W. (1999): Erfassung und multivariate Analyse von Laufkäferzönosen an Rohbodenuffern in Franken. - Angew. Carabidol. Suppl. 1, 115-126.
- Niehuus, M. & Schneider, W. (1994): Massenaufreten des Großen Puppenräubers (*Calosoma sycophanta* (L.)) im Unteren Nahetal. - Fauna Flora Rheinland-Pfalz 7(2): 265-275.
- Niemelä, J. (1990): Spatial distribution of Carabid beetles in the southern Finnish taiga: the question of scale. - In: Stork N. (Hrsg.): Ground beetles: their role in ecological and environmental studies: 143-155.
- Niemelä, J. (1993a): Mystery of the missing species: species-abundance distribution of boreal ground-beetles. - Ann. Zool. Fenn. 30: 169-172.
- Niemelä, J. (1993b): Interspecific competition in ground beetle assemblages: what have we learned? - Oikos 66: 325-335.
- Niemelä, J. (2001): Carabid beetles and habitat fragmentation: a review. - Eur. J. Entomol. 98: 127-132.
- Niemelä, J. & Baur, B. (1998): Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. - Biodiversity and conservation 7: 1407-1416.
- Niemelä, J. & Haila, Y. (1986): Conservation of Carabid beetles in fragmented taiga. - In: Velthuis, H.H.W. (Hrsg.): Proc. 3. Eur. Congr. Entomol.: 469-472.
- Niemelä, J. & Spence, J.R. (1994a): Distribution of forest dwelling Carabidae: spatial scale and the concept of communities. - Ecography 17: 166-175.
- Niemelä, J. & Spence, J.R. (1994b): Community impacts of an exotic Carabid: *Pterostichus melanarius* in western Canadian forests. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 331-335.
- Niemelä, J., Ranta, E. & Haila, Y. (1985): Carabid beetles in lush forest patches on the Åland Islands, south-west Finland: an island-mainland comparison. - J. Biogeography 12: 109-120.
- Niemelä, J., Haila, Y. & Ranta, E. (1986): Spatial heterogeneity of Carabid beetle dispersion in uniform forests on the Åland Islands, SW Finland. - Ann. Zool. Fenn. 23: 289-296.
- Niemelä, J., Haila, Y. & Halme, E. (1987a): Carabid assemblages in southern Finland, a forest-field comparison. - Acta Phytopathologica Entomologica Hungarica 22: 417-424.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T., Punttila, P. & Tukka, H. (1987b): Habitat preference and conservation status of *Agonum mannerheimii* DEJ. in Häme, southern Finland. - Not. Ent. 67: 175-179.
- Niemelä, J., Haila, Y., Ranta, E., Tiainen, J., Vepsäläinen, K. & As, S. (1987c): Distribution of Carabid beetles in four boreal archipelagos. - Ann. Zool. Fenn. 24: 89-100.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Lahti, T., Pajunen, T. & Punttila, P. (1988): The distribution of Carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. - Annales Zoologica Fennici 25: 107-119.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. (1989): The annual activity cycle of Carabid beetles in the southern Finnish taiga. - Ann. Zool. Fenn. 26: 35-41.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. (1990a): Diversity variation in Carabid beetle assemblages in the southern Finnish taiga. - Pedobiologia 34: 1-10.
- Niemelä, J., Halme, E. & Haila, Y. (1990b): Balancing sampling effort in pitfall trapping of Carabid beetles. - Ent. Fenn. 1: 233-238.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. (1992): Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of Carabid beetles in the southern Finnish taiga. - J. Biogeography 19: 173-181.
- Nitzu, E. (2000): Edaphicolous, endogeous and subterranean Coleoptera from the Movile karstic area (southern Dobrogea, Romania). - Travaux de l'Institut de Spéléologie "Emile Racovitza" 36 (1997): 73-98.
- Noite, H.-W. (1939): Zur Biologie des Puppenräubers. Seine Bedeutung als Feind unserer Forstschädlinge. - VII. Int. Kongr. Entomol. 15.-20.8.1938: 2021-2032.
- Noonan, G.R., Ball, G.E. & Stork, N.E. (1992): The biogeography of ground beetles of mountains and islands. - Andover, 256 S.
- Norden, B. & Appelqvist, T. (2001): Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. - Biodiversity and Conservation 10: 779-791.
- Nötzold, R. (1996): Die Kurzflügel- und Laufkäfergemeinschaften des Bodens verschiedener Erlenbruchbiotop im Raum Bornhöved und ihre Abhängigkeit von Standortfaktoren. - Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 20: 9-46.
- Nowotny, H. (1950a): Zur Verbreitung von *Agonum ericeti*. (Kleine coleopterologische Mitteilungen) - Ent. Bl. 45-46: 160.
- Nowotny, H. (1950b): *Agonum livens*. (Kleine coleopterologische Mitteilungen). - Ent. Bl. 45-46: 160.
- Nüssler, H. (1965): *Carabus menetriesi pseudogranulatus* ssp. n. aus dem sächsischen Erzgebirge. - Entomologische Abhandlungen Staatl. Museum f. Tierkde. Dresden 31: 307-317.
- Nüssler, H. (1969): Zur Ökologie und Biologie von *Carabus menetriesi* HUMMEL. - Entomologische Abhandlungen Staatl. Museum f. Tierkde. Dresden 36(7): 281-302.
- Nüssler, H. (1977): Laufkäfer des Fichtelberg-Gebietes. - Veröff. Mus. Naturkde. Karl-Marx-Stadt 9: 71-84.
- Oberdorfer, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften (2. Aufl.). - Stuttgart, 311 S.
- Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche (2. Aufl.). - Stuttgart, 282 S.
- Obrist, M. K. & Duelli, P. (1998): Wanzen und Pflanzen - auf der Suche nach den besten Korrelaten zur Biodiversität. - Inf. bl. Forschungsber. Landschaftsökologie 37: 1-5.
- Obrtel, R. (1971a): Number of pitfall traps in relation to the structure of the catch of soil surface Coleoptera. - Acta ent. Bohem. 68: 300-309.
- Obrtel, R. (1971b): Soil surface Coleoptera in a lowland forest. - Acta sc. Nat. Acad. Sc. Bohem. 5(7): 1-47.
- Obrtel, R. (1972): Soil surface Coleoptera in a reed swamp. - Acta sc. Nat. Acad. Sc. Bohem. 6: 1-35.
- Oertel, R. (1924): Biologische Studien über *Carabus granulatus*. - Zool. Jb. Syst. 48: 299-366.
- Oke, T.R. (1987): Boundary Layer Climate. (2. Aufl.) London-New York, 435 S.
- Ökologische Arbeitsgemeinschaft Würzburg (ÖAW, 1993): Unveröff. Erhebungen aus dem Tiergartenmoor bei Würzburg (H. Stumpf).
- Ökologische Arbeitsgemeinschaft Würzburg (ÖAW, 2000): Erfolgskontrolluntersuchungen im NSG Alzenauer Sande. Tier- und pflanzenökologische Untersuchungen. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. Unterfr., 70 S. + Anh.
- Ökoteam (2006): Gipffel fauna-Monitoring im Nationalpark Gesäuse. Monitoringprogramm der Gipffel fauna unter besonderer Berücksichtigung sensibler, gefährdeter und endemischer Spinnentier- und Insektentaxa. - Unveröff. Projektbericht im Auftr. NP Gesäuse, Graz, 36 S.
- Olberg, S. (2008): *Acupalpus dubius* in Norway. - Norw. J. Ent. 55: 86.
- Olsson, F., Lemdahl, G., (2009): A continuous Holocene beetle record from the site Stavsåkra, southern Sweden - implications for the last 10600 years of forest and land use history. J. Quaternary Sci. 24: 612-626.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Otte, J. (1989): Ökologische Untersuchungen zur Bedeutung von Windwurfflächen für die Insektenfauna (Teile I und II). - Waldhygiene 17: 1973-247 und 18: 1-36.
- Pabst, M. (2004): Untersuchungen zur Schutzwürdigkeit des FND „Loh“ bei Großliebringen (Ilm-Kreis, Thüringen) unter Berücksichtigung von Pflege und Entwicklung. - Unveröff. Diplomarb. FH Erfurt.
- Pagenkämper, U. (2008): Vergleichende Untersuchung der Laufkäferfauna in ausgewählten ungenutzten Wäldern unterschiedlicher Altersphasen im Teutoburger Wald und im Wiehengebirge (Lkr. Osnabrück, Nds.). - Unveröff. Diplomarb. FH Osnabrück Fak. Agrarwiss. Landschaftsarch. 132 S. + Anh.
- Paill, W. (2001): Bemerkenswerte Laufkäfer aus Südost-Österreich. - Kol. Rdsch. 71: 11-16.
- Paill, W. (2003): *Amara pulpani* - eine valide Art in den Ostalpen. - Rev. Suisse Zool. 110(2): 437-452.
- Paill, W. (2010): *Agonum scitulum* in Österreich - bisher übersehen oder in Ausbreitung begriffen? - Beitr. Entomofaunist. 11: 79-83.
- Paill, W. & Kahlen, M. (2009): Käfer. - In Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.): Endemiten - Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt, S. 627-718 und 766-783.
- Paill, W., Mairhuber, C., Zulka, K.P., Trautner, J. & Rietze, J. (2006): Verbreitung und Schutz der prioritären FFH-Art *Carabus menetriesi pacholei* (Hochmoorlaufkäfer) in Oberösterreich. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Oberösterreichische Landesregierung, 50 S. + Anh.
- Paill, W., Trautner, J. & Geigenmüller, L. (2012): Laufkäfer aus einer Lawenrinne am Tamischbachturm im österreichischen Nationalpark Gesäuse. - Abh. Zool. Bot. Ges. Österreich 38: 137-145.
- Paje, F. & Mossakowski, D. (1984): pH-Preferences and habitat selection in Carabid beetles. - Oecologia 64: 41-46.
- Palm, T. (1959): Die Holz- und Rindenkäfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. - Opusc. Ent. Lund Suppl. XVI, 376 S.
- Palmen, E. (1948): Felduntersuchungen und Experimente zur Kenntnis der Überwinterung einiger Uferarthropoden. - Ann. Ent. Fenn. Suppl. 14: 169-179.
- Palmen, E. & Platonoff, S. (1943): Zur Autökologie und Verbreitung der ostfennoskandischen Flußuferkäfer, mit besonderer Berücksichtigung der südostkarelischen Flüsse. - Suomen Hyönteisietellinen Aikakauskirja 9(2): 74-195.
- Palmer, M. W. (1993): Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. - Ecology 74(8): 2215-2230.
- Palmer, M. W. (2005): Ordination Methods for Ecologists. - Oklahoma State University (www.okstate.edu), oPag.
- Parker, V.T. (2002): The concept of the ecological community and a clash of perspectives: A reply to Looijen and van Andel - Perspectives in Plant Ecol., Evolution and Systematics 5: 139-143.
- Passarge, H. (1982): Phyto- und Zoozönosen am Beispiel mausartiger Kleinsäuger. - Tuexenia N.S. 2: 257-286.
- Pawłowski, J. (2001): Schriftliche Mitteilung zur Moorbinding der montan-alpinen *Trechus*-Arten.
- Pawłowski, J. (1967): Chrzaszczce (Coleoptera) Babiej Gory. - Acta Zool. Cracoviensia 12 (16): 419-665 + Anh.
- Pawłowski, J. (1973): Espaces bulgares du genre *Trechus*. - Acta Zool. Cracoviensia 18(10): 217-269.
- Pawłowski, J. (1975): *Trechinae* Polski. Monografie Fauny Polski 4. - Warszawa, 210 S.
- Pawłowski, J. (2004): *Ephaphys rivularis* (GYLLENHAL, 1810). - www.iop.krakow.pl (Ausdruck vom 15.12.2006).
- Pawłowski, J. (2006): The *Carabus menetriesi*, a postglacial (or glacial and maybe preglacial?) relic in Poland and in adjacent countries of Central and Eastern Europe. - Angew. Carabidol. Suppl. 4: 97-100.
- Pawłowski, J. (2008): Reliktowe chrzaszczce Coleoptera „Puszczy Karpackiej”. - Roczniki Bieszczadzkie 16: 317-324.
- Pedersen, A., Hagvar, S. & Bakke, A. (1976): Mire invertebrate fauna at Eidskog, Norway. I. Aim, methods and habitat descriptions. - Norw. J. Ent. 23: 173-180.
- Peizel, A. (2011): Die Laufkäfer der Wistinghauser Senne. - Lippische Mitt. 80: 218-233. [Bestimmung nachträglich ergänzt durch K. Hannig, Mitt. per E-Mail]
- Penev, L. (1996): Large-scale variation in Carabid assemblages, with special reference to the local fauna concept. - Ann. Zool. Fenn. 33: 49-63.
- Penev, L. & Turin, H. (1994): Patterns of distribution of the genus *Carabus* L. in Europe: approaches and preliminary results. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 37-43.
- Pentermann, E. (1988a): Über die Aktivitätsdichte der Carabidenpopulationen verschiedener Habitate in Wäldern südöstlich von Villach (Kärnten). - Carinthia II 46. Sonderh.: 113-123.
- Pentermann, E. (1988b): Über die Aktivitätsdichte der Carabidenpopulationen einiger Feuchthabitate südöstlich von Villach (Kärnten). - Carinthia II 46. Sonderh.: 125-139.
- Pentermann, E. (1989): Über die Carabidenpopulation und deren Aktivitätsdichte in Auwaldrestbeständen südöstlich von Villach (Kärnten). - Carinthia II (179/99): 477-489.
- Perez Zaballo, J.M. (1983): Los Carabidae de las dehesas de encina de la provincia de Salamanca. - Bol. Asoc. Esp. Entom. 6(2): 295-323.
- Perraudin, W. (1960): Présence de *Hygrocarabus variolosus nodulosus* (CREUTZER) en Forêt-Noire. - Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F.7/6, S. 447.
- Peschel R. (1997): Die Coleopterenfauna des Kyffhäusergebietes in Thüringen. - Lambillionea XCVII: 10-26.
- Peschel, R. (1994): Erfassung der Carabidenfauna im Naturschutzgebiet Schnaakenmoor in Hamburg Rissen zwischen August 1992 und November 1993. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Naturschutzamt Hamburg, 94 S. + Anl.
- Petermann, R. & Seibert, P. (1979): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayerischer Wald. - Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 4, 142 S. + Anl.
- Petry, A. (1914): Über die Käfer des Brockens unter besonderer Berücksichtigung der biogeographischen Verhältnisse. - Ent. Mitt. III: 11-17, 49-57, 65-72, 97-102.
- Peus, F. (1928): Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt norddeutscher Hochmoore. - Z. Morph. Ökol. 12: 533-683.
- Peus, F. (1932): Die Tierwelt der Moore. - Handbuch der Moorkunde III, 277 S.
- Peus, F. (1950): Die ökologische und geographische Determination des Hochmoores als „Steppe“. - Veröff. naturwiss. Ver. Osnabrück 25: 39-57.
- Pizzolotto, R. (1994): Ground beetles as a tool for environmental management: a geographical information system based on Carabids and vegetation for the Karst near Trieste (Italy) - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 343-351.
- Pizzolotto, R. & Brandmayr, P. (1990): The Carabid groupings of the Nebrodi mountains in Sicily: ecological and historical indicators. - in: Stork, N. (Hrsg.): The role of ground beetles in environmental studies: 201-207.
- Pizzolotto, R. & Brandmayr, P. (2012): The community concept in Carabid studies. A short review. - Baltic. J. Coleopterol. 12(1): 49-55.
- Pizzolotto, R., Sapia, M., Rotondaro, F., Scalerio, S. & Brandmayr, P. (2009): A georeferenced biodiversity databank for evaluating the impact of climate change in southern Italy mountains. - In: Spehn, E.M. & Körner, C. (Eds.): Data mining for global trends in mountain biodiversity, chapter: 14: 137-147.
- Plachter, H. (1983): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen - Schriftenr. LfU 56, 112 S.
- Plachter, H. (1986a): Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen zu ihrem Schutz. - Ber. ANL 10: 119-147.
- Plachter, H. (1986b): Composition of the Carabid beetle fauna of natural riverbanks and of man-made secondary habitats. - In: den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics. - Stuttgart: 509-535.
- Planungsbüro Dr. Schaller/Planungsbüro Beutler (2003): Ökologische Langzeitbeobachtung Kernkraftwerk Isar. Datendokumentation Laufkäfer. - Unveröff. Datenbankauszug und Bericht im Auftrag EON.
- Planungsbüro Siuda (2005): Faunistische Untersuchungen in den Hofstätter Mooren, Lkr. Rosenheim. Wasserlebende Wirbellose und Laufkäfer 2005 (Fachbeitrag Ökokart). - Neu-Esting, 45 S. + Karte.
- Platen, R. (1989): Struktur der Spinnen- und Laufkäfer-Fauna anthropogen beeinflusster Moorstandorte in Berlin (West); taxonomische, räumliche und zeitliche Aspekte. - Diss. TU Berlin, 470 S.
- Platen, R. (1991): Renaturierungsversuch an einem Moor- und Feuchtgebiet im Spandauer Forst (Berlin). - UBA Texte, 302 S. + Anh.
- Platen, R. (1992): Die Entwicklung eines Zeigerwertsystems für Laufkäfer mit Hilfe der Canonical Correspondence Analysis. - Verh. Ges. Ökol. 21: 321-326.
- Platen, R. (1994a): Sanierungsversuche am Beispiel zweier Niedermoore in Berlin. - Berl. Naturschutzblätter 38: 105-132.
- Platen, R. (1994b): Räumliche und zeitliche Verteilung der Spinnentier- und Laufkäferfauna im NSG Radauer Born (Hochharz). - Hercynia N.F. 29: 57-100.
- Platen, R. (1995): Zeigerwerte für Laufkäfer und Spinnen - eine Alternative zu herkömmlichen Bewertungssystemen? - Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 43: 317-328.
- Platen, R. & Kowarik, I. (1995): Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzgesellschaften auf innerstädtischen Bahnbrachen in Berlin. - Verh. Ges. Ökol. 24: 431-439.
- Poelt, J. (1952): Laboulbenien und ihr Vorkommen in Südbayern. - Nachrichtenbl. bayern. Ent. 1(5): 33-36.
- Pokorny, J. (2007): Beitrag zur Kenntnis des Laufkäfers *Carabus menetriesi* HUMMEL. (Prispevek k ponani strevlika *Carabus menetriesi* HUMMEL; dt. Übersetzung M. Jeremies) - Listy Entomologickeho klubu pri Labskych piskovcich 7: 9-12.
- Popp, E. (1966): Semiaquatile Lebensräume (Bülden) in Hoch- und Niedermooren. - IV: Die Insekten der Bülden. - Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 51: 315-367.
- Popp, H. (1994): Renaturierung des Häuseloh-Moores in Oberfranken (Rückblick, waldbauliche, hydrologische Maßnahmen, erste Erfolge). - Telma 24: 213-220.
- Popp, H. (1995): Renaturierung des Häuseloh-Moores in Oberfranken. - Forstinfo 19/95: 3.
- Pospischil, R. & Thiele, H.-U. (1979): Bodenbewohnende Käfer als Bioindikatoren für menschliche Eingriffe in den Wasserhaushalt eines Waldes. - Verh. Ges. Ökol. VII: 453-463.
- Pravasin, L. & Torossi, G. (1987): Coleotteri Carabidi in alcune biocenosi dell' Alta Val Torre (Friuli). - Atti. Mus. Friul. Stor. Nat. 9: 169-200.
- Priehäuser, G. (1952): Über die Entwicklung von Auen, Filzen und anderen Waldverrässungen im Bayerischen Wald. - Mitt. aus der Staatsforstverwaltung Bayerns 27: 9-71.
- Priehäuser, G. (1956): Die Hochmoore im Osten des Forstamtes Buchenau und deren klimatischer Einfluß auf die im Westen anschließende Waldlandschaft. - Forstwiss. Centralbl. 75: 207-222.
- Priehäuser, G. (1974): Hochmoor mit Hochmoorseen in der Schluttergasse. - Grafenau, 22 S.
- Prunner, W. (2009): Carabid assemblages of various forest communities of the National Park Thayatal (northern part), Lower Austria. - Unveröff. Magisterarb. Univ. Wien, 36 S.
- Rabeler, W. (1937): Die planmäßige Untersuchung der Zoologie, Ökologie und Geographie der heimischen Tiere. - Mitt. Flor. - soz. Arbeitsgem. in Niedersachsen 3: 236-247.
- Rabeler, W. (1947): Die Tiergesellschaft der trockenen Callunaheiden in Nordwestdeutschland. - Jber. Naturhist. Ges. Hannover 94/98: 357-375.
- Rabeler, W. (1951): Biozönotische Untersuchungen in hannoverschen Kiefernforsten. - Z. ang. Ent. 32: 591-598.
- Rabeler, W. (1952): Zur Kenntnis der montanen Tierwelt des Harzes. - Beitr. Naturkd. Niedersachs. 5: 47-51.
- Rabeler, W. (1957): Die Tiergesellschaften eines Eichen-Birkenwaldes im nordwestdeutschen Altmarkengebiet. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. (6/7): 297-319.
- Rabeler, W. (1960): Biozönotik auf Grundlage der Pflanzengesellschaften. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 9: 311-332.
- Rabeler, W. (1962): Die Tiergesellschaften von Laubwäldern (Querco-Fagetea) im oberen und mittleren Wesergebiet. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 9: 200-229.
- Rabeler, W. (1963): Charakterisierung der Streifauna einiger nordwestdeutscher Waldgesellschaften. - Proc. Coll. Soil Fauna (Soil Organisms), Oosterbeek 1962: 386-394.
- Rabeler, W. (1965): Die Pflanzengesellschaften als Grundlage für die landbiozönotische Forschung. - In: R. Tüxen (Hrsg.): Biosoziologie. Ber. Internat. Symp. Stolzenau/Weser 1960: 43-57.
- Rabeler, W. (1967): Zur Charakterisierung der Fichtenwald-Biozönose im Harz auf Grund der Spinnen und Käferfauna. - Schriftenr. Vegetationskde. 2: 205-236.
- Rabeler, W. (1969a): Über die Käfer- und Spinnenfauna eines nordwestdeutschen Birkenbruchs. - Vegetatio 18: 387-392.
- Rabeler, W. (1969b): Zur Kenntnis der nordwestdeutschen Eichen-Birkenwaldfauna. - Schriftenr. Vegetationskde. 4: 131-154.
- Raskin, D. & Raskin, R. (1999): Die Auswirkungen eines Moorbrandes im Hohen Venn auf Vegetation und Laufkäfer. - Decheniana 152: 121-131.
- Raskin, R. (1990): Renaturierung eines Heidemoores im Hohen Venn. - Natursch. Landschaftspl. 32(7): 212-221.
- Raskin, R. (1998): Die Wirbellosenfauna grundwasserbeeinflusster Biotop im Büdinger Wald. - Hess. Faun. Briefe 17(1): 1-19.
- Raskin, R. (2006): Bewertung von Feuchtgebieten und Grundwasserentnahmen anhand von Laufkäfern. - Angew. Carabidol. 7: 71-77.
- Raths, U. & Riecken, U. (1999): Laufkäfer im Drachenfels Ländchen. - Raumeinbindung und Biotopnutzung sowie Aspekte zur Methodenoptimierung und Landschaftsentwicklung. - Schriftenr. Landschaftspf. Naturschutz 59, 156 S.
- Rauh, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. - Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 2: 199 S.
- Raupach, M.J., Astrin, J.J., Hannig, K., Peters, M.K., Stoeckle, M.Y. & Wägele, J.-W. (2010a): Molecular species identification of Central European ground beetles using nuclear rDNA expansion segments and DANN barcodes. - Frontiers in Zool. 7(26): 13 S.
- Raupach, M.J., Hannig, K. & Wägele, J.-W. (2010b): DNA-Barcoding - Perspektiven und Chancen: eine Fallstudie am Beispiel der Laufkäfer. - Ent. Heute 2: 171-190.
- Rausch, G. & Petrak, M. (2011): Wildschutzbegleitete Kranichstein. Teil 1: Zoologische Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003. - Mitt. Hess. Landesforstverw. 44: 1-160.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Rausch, H. (1993a): Untersuchungsflächen zur Erfassung der Bodenfauna ausgewählter Mischen des Landkreises Calw (Gemeindewald Oberreichenbach, Nordschwarzwald). - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ. 73: 279-328.
- Rausch, H. (1993b): Die Laufkäfer ausgewählter Mischen bei Oberreichenbach (Nordschwarzwald). - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ. 73: 403-420.
- Rausch, H. (1996): Laufkäfer der Wacholderheiden im Landkreis Calw. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ. 88 (3-4): 321-344.
- Rebhahn, H. (1992): Besiedlung oberfränkischer Flugplätze und ausgesuchter Vergleichsflächen mit Laufkäfern. - Ber. ANL 16: 215-227.
- Rebhahn, H. (1993): Folgen der Umwandlung eines Auwaldes in einen Fichtenforst nach einem Untersuchungsbeispiel in Oberfranken. - Artenschutzreport 3: 16-20.
- Rebhahn, H. (1994): Die Laufkäfer des Landkreises Lichtenfels. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg 69: 1-18.
- Rebhahn, H. (1997): Ökologischer Gewässerbau am Obermain und seine Beurteilung für den Naturschutz, dargestellt anhand ausgewählter Eferarthropoden (Carabidae, Lycosidae part.). - Mitt. DGAAE 11: 63-67.
- Rebhahn, H. (2002): Zur Rolle der Laufkäfer bei Erfolgskontrollen und Untersuchungen zum Flächenschutz in Bayern. - Angew. Carabidol. 4/5: 41-47.
- Reck, H. & Rietze, J. (1995): Der Moor-Flinkläufer *Epaphius rivularis* im Wurzacher Ried - neu für Baden-Württemberg. - Mitt. ent. Ver. Stuttgart. 30: 3-5.
- Refseth, D. (1980a): Ecological analyses of Carabid communities - potential use in biological classification for nature conservation. - Biol. Conserv. 17: 131-141.
- Refseth, D. (1980b): Differences in seasonal activity pattern and breeding time of *Patrobus atrorufus* in central Norway. - Holarctic Ecol. 3: 87-90.
- Refseth, D. (1986): Phenological adaptations in *Patrobus atrorufus* and *P. assimilis*. - Fauna Norv. Ser. B. 33: 57-63.
- Refseth, D. (1988): Annual pattern of activity, reproduction and development in some Norwegian Carabidae. - Fauna Norv. Ser. B. 32: 21-30.
- Rehage, H.-O. & Feldmann, R. (1977): Die Bodenkäferfauna des Ahorn-Eschen-Schluchtwaldes im Hönnetal (Sauerland). - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 39: 58-69.
- Rehage, H.-O. & Renner, K. (1981): Zur Käferfauna des Naturschutzgebietes Jakobsberg. - Natur u. Heimat 41(4): 124-137.
- Rehfeldt, G.-E. (1984a): Carabiden ostniedersächsischer Flußauen. - Braunschw. naturk. Schr. 2(1): 99-130.
- Rehfeldt, G.-E. (1984b): Bewertung ostniedersächsischer Flußauen durch Bioindikatorsysteme. Modell einer Landschaftsbewertung. - Diss. TU Braunschweig, 215 S. + Anh.
- Reichhoff, L. & Zuppke, U. (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenalwässern im Mittelbegebiet. - Natur u. Landschaft. 84(8): 366-371.
- Reiser, P.-L. (1972): Vergleichende Untersuchungen an *Carabus menetriesi* HUMMEL. - Nachrichtenbl. Bayer. Ent. 21: 58-61.
- Reiser, P.-L. (2006): Über verschiedene Populationen des *Carabus menetriesi* HUMMEL (*C. m. witzgalli* sp. nov.). - Angew. Carabidol., Suppl. 4: 39-49.
- Reissinger, A. (1927): Der Fichtelsee - Der Siebenstern 1 (2): 17-20.
- Reissinger, A. (1933): Die Seelohr - Der Siebenstern 7: 34-38.
- Reissinger, A. (1942): Die postglaziale Waldgeschichte des Fichtelgebirges. - Siebenstern 16: 37-38.
- Reiter, S. & Meitzner, V. (2010): Ökologische Bewertung und Planung mit Laufkäfern. Ein Handbuch für die tierökologische Bioindikation. - Detmold, 145 S. + Anl.
- Reitter, E. (1908): Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches, I. Band. - Stuttgart, 248 S.
- Remmert, H. (1992): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz - eine Übersicht. - Laufener Seminararbeit. 2/92: 45-57.
- Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. - Ann. Zool. Soc. Zool.-Bot. Fenn. 6: 1-231.
- Renwald, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Schriften. Vegetationskde. 35: 800 S. + CD-ROM.
- Ressler, H. (1980): Ergänzungen zum Vorkommen von *Carabus intricatus* L. auf dem Darß. - Ent. Nachr. 24 (1): 15.
- Retezar, I., Kadar, F. & Gyözö, S. (2000): Futobogarak erdei elöhely-kapcsolatának előzetes vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park tersegeben. - Crisicum 3: 175-181.
- Rethmeyer, U. (1989): Die Käferfauna von Spargelfeldern in Südhessen. - Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 42: 52-56.
- Richard, E. & Gosselin, F. (2005): Ecological traits: surrogates for short-term Carabid response to regeneration felling of mature oak stands? - Proc. XIIIth Eur. Carabidol. Meeting: 85-92.
- Richter, O. & Larink, O. (2005): Ökologische Indices zur Bewertung von dynamischen Habitaten als Lebensraum für ausgewählte Carabidenarten im Elbauenbereich. - Bericht im Rahmen des Elbe-Informationssystems ELISE (<http://elisse.bafg.de>). S. 123-169 + Anh.
- Ricklefs, R. (2008): Disintegration of the ecological community. - American Naturalist 172: 741-750.
- Riecken, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung - Anwendung und Perspektiven. - Mitt. DGAAE 11: 45-56.
- Riecken, U. (2000): Raumeinbindung und Habitatnutzung epigäischer Arthropoden unter den Bedingungen der Kulturlandschaft. - Schriften. Landschaftspf. Natursch. 61, 214 S.
- Riecken, U. & Blab, J. (1989): Biotope der Tiere Mitteleuropas. - Greven, 123 S.
- Riecken, U. & Raths, U. (1996): Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus*. - Ann. Zool. Fenn. 33: 109-116.
- Riecken, U. & Ries, U. (1992): Untersuchung zur Raumnutzung von Laufkäfern mittels Radio-Telemetrie. Methodenentwicklung und erste Freilandversuche. - Z. Ökol. Natursch. 1: 147-149.
- Riecken, U. & Ries, U. (1993): Zur Bewertung und Bedeutung naturnaher Landschaftselemente in der Agrarlandschaft. Teil II: Laufkäfer. - Verh. Ges. Ökol. 22: 241-248.
- Riecken, U. & Schröder, E. (2002): Monitoring und Erfolgskontrollen im Naturschutz - eine Einführung unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer. - Angew. Carabidol. 4/5: 49-61.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoypen Deutschlands (2., fortgeschr. Fassung). - Natursch. Biol. Vielf. 34: 318 S.
- Riegel, T. (1996): Zur Carabidenfauna von Waldgesellschaften unterschiedlicher Feuchtstufen in einem ostniedersächsischen Waldgebiet. - Braunschw. naturk. Schr. 5(1): 35-53.
- Rietze, J. (2001): Zur Phänologie ausgewählter Laufkäfer in baden-württembergischen Wäldern. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 105-115.
- Rietze, J. & Trautner, J. (2000): Feindfeindenzonierung von Carabidenzönosen in südbayerischen Allmendweiden. - Verh. Ges. Ökol. 30: 271.
- Ringler, A. (1981): Die Alpenmoore Bayerns - Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. - Ber. ANL 5: 4-98.
- Ringler, A. (1998): Moorentwicklung in Bayern post 2000: Dezentral, kooperativ, aber nicht ziellos. - Laufener Seminarbeitr. 6/98: 109-152.
- Ringler, A. (2000): Moorentwicklungskonzept Bayern. Phase II. Moortypen und Moorregionen in Bayern (rev. Fassung Dez. 2000). - Walpertskirchen, 239 S.
- Rink, U. (1991): Struktur und Phänologie der Fauna von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) und Kurzflügelkäfern (Coleoptera: Staphylinidae) in immissionsbeeinflussten Kiefernbeständen des Berliner Grunewaldes und deren Belastung. Diss. FU Berlin: 1-187.
- Rink, U. (1992): Zum Einfluß von forstlicher Bestandsgestaltung auf die Käferfauna. - Verh. Ges. Ökologie 21: 169-174.
- Rizun, V. (1994a): A new species of the genus *Trechus* Clairv. from the beech forests of south-western part of the Ukrainian Carpathians. - Polskie Pismo Entomologiczne 63: 29-36.
- Rizun, V. (1994b): Materials on the Carabid beetles fauna of Roztochia and nature regions division of west of Ukraine. - Proceedings of State Natural History Museum (Lviv) 11: 41-46 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (1998): Carabid beetles of Roztochce. - Fragmenta Faunistica 41 (5): 33-47.
- Rizun, V. (1999): The ground-beetles of the Ukrainian Beskydy Mts. and Polynoya Rivna Mts. - Roczniki Bieszczadzkie 8: 225-238 [In Polnisch].
- Rizun, V. (2000): Carabid communities of the secondary Spruce Forests of the Beskydy Mts. (Ukrainian Carpathians) - Vestnik Zoologii Suppl. 14: 67-78 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2002): The Carabid beetles of the Natural Reserve "Gorgany". - Proceedings of State Natural History Museum (Lviv) 17: 63-80 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2003a): A comparison of the Carabid communities of virgin and exploited beech forests in the Ukraine. - Proc. Int. Conference Mukachevo, Ukraine Oct. 13-17, 2003: 118 (abstract).
- Rizun, V. (2003b): On the study of Carabid-beetle communities in the forests of the National Park "Hutsul'shchyna". - Proc. State Nat. Hist. Mus. L'viv 18: 77-84 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2003c): Carabid beetles of the Ukrainian Carpathians. - Lviv, 2003. - 210 p. [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2003d): Beetles of the Western Volyno-Podillia. - Kyiv: Naukova dumka, 2003. - P.173-232 [In Russisch].
- Rizun, V. (2003e): *Miscodera arctica* (PAYKULL, 1798) - new genus and new species for Ukrainian fauna. - Res. Bull. UdSSR, Ser. Biol. 23: 223-224.
- Rizun, V. (2003f): Some methodological approaches to the study of Carabid beetle communities. - Baltic. J. Coleopterol. 3(2): 97-100.
- Rizun, V. (2004): Communities of ground beetles of oak forests in Western Podillia // Proc. of the Natural History Museum. - Lviv, 2004. - 20. - P.123-132.
- Rizun, V. (2006): Survey of ground-beetle of Natural Reserve "Gorgany". - Protection and renovation of biodiversity of Gorgany Mts. Materials of scientific-practical conference (Nadvirna): 175-178 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2007): *Trechus amplicollis* FAIRMAIRE 1859 - new species for Ukrainian fauna. - Proceedings of State Natural History Museum (Lviv) 23: 225-226 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2008): Monitoring of ground beetle community in Nature Reserve "Roztochia". - The Kharkiv Entomological Society Gazette. - 2007 (2008) 15 (1-2): 62-67 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. (2009): On ground-beetles of the Ukrainian Polissia fauna. - Protection and renovation of biodiversity of protected territories. Materials of scientific-practical conference (Rivne): 535-543 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. & Biletsky, Y. (2007): Communities of ground beetles of Scots pine forests of Shatskyi National Park. - Proceedings of State Natural History Museum (Lviv) 23: 171-178 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. & Chumak, V.O. (2003): Carabid beetle communities in virgin Beech forests of the Ukrainian Carpathians. - Vestnik Zoologii Suppl. 16: 114-120 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. & Chumak, V.O. (2008): Continuum-cycle concept of zoo-assembly of climax (virgin forest) ecosystems. - Sci. Bull. Uzhgorod Univ. (Ser. Biol.) 24: 24-34 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. & Chumak, V.O. (2010): To Study of Ground Beetles Volyn Polissia. - Nature of Western Polissia and adjacent land (Luts'k) 7: 149-153 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. & Kapeliukh Y. (2005): Fauna of Ground Beetles of Natural Reserve "Medobory". - Scientific Bulletin of the Uzhgorod University (Series Biology) 17: 136-143 [In Ukrainisch].
- Rizun, V. & Pawlowski, J. (1997): Preliminary investigations on the ground-beetles in the Czyczyn Mts. (Ukrainian Eastern Carpathians). - Roczniki Bieszczadzkie 6: 185-194. [In Polnisch].
- Rizun, V., Tymochko, V. & Chumak, V. (2004): Communities of Beech and Fir forests of the Carpathian National Nature Park. - Scientific Bull. Uzhgorod Univ., Ser. Biol. 14. 34-43.
- Rizun, V.B., Chumak, V.O. & Sherba, M.S. (2010): Ground beetles of the beech forest of the south-western macroslope of the Borzhava mountain range (Ukrainian Carpathia). - Sci. Bull. Uzhgorod Univ. (Ser. Biol.) 29: 93-110.
- Röber, H. & Schmidt, G. (1949): Untersuchungen über die räumliche und biotopmäßige Verteilung einheimischer Käfer (Carabidae, Silphidae, Necrophoridae, Geotrupidae). - Natur u. Heimat 9 (3): 1-19.
- Rödel, M.A. & Kapp, A. (1994): Durch Hochwasser in den Bodensee verdriftete Carabiden. - Mitt. internat. ent. Ver. Frankfurt. 19: 21-28.
- Rösler, R. (1994): Der Spirkenbestand des Naturwaldreservates „Gscheiteloh“ in der Oberpfalz. - Forst u. Holz 49: 36-40.
- Roß-Nickoll, M. (1997): Gibt es eine biotoptypspezifische Bindung epigäischer Arthropoden an stadtnahe Gehölze? Überlegungen zur differentialdiagnostischen Wertung von Artspektren, dargestellt am Beispiel der Carabidae. - Mitt. DGAAE 11: 851-856.
- Roß-Nickoll, M. (1999): Bioökologische Gradientenanalyse von Wald-, Hecken- und Parkstandorten der Stadt Aachen. Verteilungsmuster von Phyto-, Carabido- und Araneozönosen. - Diss. TH Aachen, 148 S. + Anh.
- Roth, M., Funke, W., Günl, W. & Straub, S. (1983): Die Käfergesellschaften mitteleuropäischer Wälder. - Verh. Ges. Ökologie 10: 35-50.
- Roth, M., Kozlowsky, M., Rizun, V. & Bräsicke, N. (2008): Species and functional diversity of soil-dwelling invertebrates in forest ecosystems of the Upper Dnister Basin - Evaluation of anthropogenic effects. - in: Roth, M., Nobis, R., Stetsiuk, V. & Kruhlov, I. (Hrsg.): Transformation processes in the Western Ukraine. Concepts for a sustainable land use, S. 235-249.
- Rothmoser, A. (2012): Arten-Areal-Beziehungen von Walddlaufkäfern in Wäldern der Schotterebene als Hinweis auf Verinselungseffekte. - Unveröff. Bsc-Arbeit TUM Lehrst. Tierökologie, 68 S.
- Roubal, J. (1934): Die Coleopterarenwelt (Tyrophobionte, Tyrophile, Tyrophoxene etc.) der Treboner (Wittingauer) Moore. - Folia Zoologica et Hydrobiologica (Riga) VII: 56-97.
- Roubal, J. (1938): Thermophile Coleopteren der Slowakei (mit besonderer Berücksichtigung der xerothermophilen Arten) und ihr Eindringen nordwärts der Donau nebst Ergänzung des Lebensbildes der betreffenden Biotope durch andere, nicht exklusiv thermophile Arten. - Festschr. Embr. Strand 4 (Riga): 405-437.
- Rudolph, B.-U. (1989): Habitatwahl und Verbreitung des Mausohrs (*Myotis myotis*) in Nordbayern. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Erlangen-Nürnberg, Fak. Biol. (Auszug, S. 52-55).
- Rudolph, B.-U., Liegl, A. & von Helversen, O. (2009): Habitat selection and activity patterns in the Greater Mouse-Eared Bat (*Myotis myotis*). - Acta chiropterologica 11(2): 351-361.
- Rudolph, K. (1928): Die bisherigen Ergebnisse der botanischen Mooruntersuchungen in Böhmen. - Beih. Bot. Zentralbl. 45: 1-180.
- Rudolph, R. (1976a): Coleoptera Westfalica: Familie Carabidae, Genera Leistus, Nebria, Notiophilus, Blethia und Elaphrus. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 38(2): 3-22.
- Rudolph, R. (1976b): Coleoptera Westfalica: Familie Carabidae, Genera *Perileptus*, *Thalassophilus*, *Epaphius*, *Trechus*, *Trechoblemus* und *Lasiotrechus*. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 38(2): 23-30.
- Rukavina, I., Mracovic, A., Kucinic, M. & Jelaska, L.S. (2010): Assemblages, zoogeography and endangered status of Carabid beetles in forest habitats of the Ucka Nature Park. - Entomol. Croat. 14(1-2): 121-134.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Rushton, S., Sanderson, R., Luff, M. & Fuller, R. (1996): Modelling the spatial dynamics of ground beetles within landscapes. - Ann. Zool. Fenn. 33: 233-241.
- Rutkiewicz, A. (2004): An attempt of valorization of woods of the Bialowieza primeval forest using the zooindications method on the basis of underbark beetles. - Baltic. J. Coleopterol. 4(2): 125-136.
- Sachs, L. (1997): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. (8. Aufl.). - Heidelberg, 884 S.
- Sautter, R. (2003): Waldgesellschaften in Bayern. Vegetationskundliche und forstgeschichtliche Darstellung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften. - Landsberg, 224 S.
- Schaberreiter, I. (1999): Bestandsaufnahme ausgewählter epigäischer Arthropodengruppen in einem Föhrenwald auf dem Eichkogel (Möding, Niederösterreich). 1. Araneae und 2. Carabidae, Staphylinidae, Heteroptera - Verh. Zoo.-Bot. Ges. Österr. 136: 87-108 und 109-126.
- Schaffrath, U. (1999): Zur Käferfauna am Edersee. - Philippia 9(1): 1-94.
- Schaffrath, U. (2001): Zur Käferfauna des Reinhardswaldes. - Philippia 10(1): 17-32.
- Schäfer, P. (2004a): Ein Vorkommen von *Carabus glabratus* im Großen Moor bei Uchte (Niedersachsen). - Drosera 2004: 11-14.
- Schäfer, P. (2004b): *Amara (Zezea) kulti* FASSATI, 1947 in Nordwestdeutschland: Ausbreitungsmuster und Phänologie. - Entomologie heute 16: 165-176.
- Schäfer, P. (2005): Ein aktueller Nachweis von *Amara pulpani* KULT, 1949 in Westfalen. - Ent. Nachr. Ber. 49 (3-4): 226-227.
- Schäfer, P. (2007): Die Arten der *Amara communis*-Gruppe und ihr Status in Westfalen. - Tagungsheft 10. Jahrestagung GAC (Gelnhausen), S. 14-15.
- Schäfer, P. & Hannig, K. (2002): Zur Verbreitung, Ökologie und Gefährdung von *Amara (Zezea) kulti* FASSATI, in Nordrhein-Westfalen. - Ent. Z. 112(4): 120-124.
- Schäfer, N. (1991): Die Bedeutung von Totholz nach Windwürfen für die Bodenfauna am Beispiel der Carabiden. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Bayreuth, 144 S. + Anl.
- Schäfer, N. (1991): Große Käfer - dicke Bäume. - Nationalpark 4/91: 46-48.
- Schanowski, A. (1999): Auswirkungen des Einsatzes von Dimilin auf die Arthropodenfauna am Beispiel der Nachfalter, Lauf- und Aaskäfer sowie Bodenkäfer. - Ber. Freiburger Forstl. Forschung 13: 101-121 + Anh.
- Schanowski, A. (2007): Klimawandel und Insekten (Kurzfassung). - LUBW, 22 S.
- Schanowski, A. & Schiel, F.-J. (2004a): Abschlussbericht zum Fachbeitrag Laufkäfer (Carabidae) im Rahmen des Naturschutzgroßprojektes „Feldberg, Belchen, Oberes Wiesental“. - Unveröff. Ber., 12 S. + Anh.
- Schanowski, A. & Schiel, F.-J. (2004b): Neufund von *Leistus fulvibarbis* in Baden-Württemberg und ein weiterer Fund von *Notiophilus quadripunctatus*. - Caroleina 62: 155-157.
- Schauberger, E. (1927): *Pterostichus (Calopterus) selmanni roukali* n. subsp. - Beitr. zur Kenntnis der paläarktischen Carabiden. - Ent. Anz. 7 (16): 177-178.
- Scherner, E.R. (1994): Realität oder Realsatire der "Bewertung" von Organismen und Flächen. - NNA-Berichte 1/94: 50-67.
- Scherney, F. (1959): Unsere Laufkäfer. - Neue Brehm Bücherei, Wittenberg, 79 S.
- Scheerpeltz, O. (1968): Irrwege in den Versuchen zur Erfassung von Zoozönosen. - Nachr. Ber. Bayer. Ent. 17(5): 86-96.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. - Stuttgart, 447 S.
- Scheuerer, M. (1994): Trockene, bodensaure Kiefern- und Eichenwälder in Ostbayern und ihre Standorte. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LFU, 244 S. + Anh.
- Scheuring, M., Hohner, W., Weick, D., Brechtel, F. & Beck, L. (1996): Laufkäferzönosen südwestdeutscher Wälder - Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten. - Caroleina 54: 91-138.
- Schiller, W. (1973): Die Carabiden-Fauna des Naturschutzgebietes Hl. Meer, Kr. Tecklenburg. - Natur u. Heimat 33: 111-118.
- Schiller, W. & Weber, F. (1975): Die Zeitstruktur der ökologischen Nische der Carabiden. Untersuchungen in Schatten- und Strahlungshabitaten des NSG „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Abh. Westf. Landesmus. Naturkde. Münster 37(3): 1-34.
- Schimitschek, E. (1953/54): Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. - Z. ang. Ent. 34: 178-215, 513-542; 35: 1-54.
- Schjotz-Christensen, B. (1957): The beetle fauna of the Corynephorum in the ground of the Mols laboratory. - Nat. Jutl. 6/7: 13-119 + Karte.
- Schjotz-Christensen, B. (1965): Biology and population studies of Carabidae of the Corynephorum. - Diss. Univ. Aarhus (Nat. Jutl. 11), 173 S.
- Schjotz-Christensen, B. (1968): Some notes on the biology and ecology of *Carabus hortensis*. - Nat. Jutl. 14: 127-154.
- Schmid, J. (2000): DNA- und Isoenzym-Polymorphismen in Populationen des Berg-Kiefern-Komplex, *Pinus mugo* Turra s.l. - Diss. Univ. Freiburg, 136 S. + Anh.
- Schmid, B. & Matthies, D. (1994): Seltenheit und Gefährdung - populationsbiologische Grundlagen des Artenschutzes. - Naturwissenschaften 81: 283-292.
- Schmid, J., Bogenrieder, A. & Schweingruber, F.H. (1995): Verjüngung und Wachstum von Moor-Kiefern (*Pinus rotundata* LINK) und Fichten (*Picea abies* [L.] H. KARSTEN) in Mooren des südöstlichen Schwarzwaldes. - Mitt. WSL 70(2): 175-180.
- Schmidt, G. & Weber, K. (1987): Kartierung von Carabiden und Hymenopteren Gruppen in den Landkreisen Erlangen-Höchstadt und Fürth auf ausgewählten Sandstandorten. unveröff. Bericht.
- Schmidt, A. (1910): Über die Torfmoore im Fichtelgebirg und ihre Verwertung. - Mitt. K. Bayer. Moorkulturanstalt 4: 157-180.
- Schmidt, A. (1991): Naturwaldreservate im Bayerischen Wald. - Der Bayerische Wald 26(2): 29-33.
- Schmidt, A. (2011): Small scale spatial analysis of distribution patterns of Carabid beetles in a deciduous forest. - Unveröff. Masterarbeit, Fak. Biol. u. Chemie Univ. Gießen, 46 S. + Anh.
- Schmidt, G. (1957): Die Bedeutung des Wasserhaushalts für das ökologische Verhalten der Caraben. - Z. angew. Entom. 40: 390-399.
- Schmidt, G.H. & Schlagbauer, A. (1965): Die Orthopteren-Fauna und Pflanzengesellschaften der Kahlschläge des Arbergebietes im Bayerischen Wald, mit einem Beitrag zum Problem der Makropterie. - Z. Morphol. Ökol. Tiere 54: 643-668.
- Schmidt, G.H., Renner, K. & Gernert, W. (1966): Ein Beitrag zur Coleopteren-Fauna des Bayerischen Waldes mit Untersuchungen über ihre räumliche Verteilung. - Zool. Anz. 176: 327-348.
- Schmidt, J. (1994): Revision der mit *Agonum* (s.str.) *viduum* (PANZER, 1797) verwandten Arten. - Beitr. Ent. 44(1): 3-51.
- Schmidt, J. (2004): *Amara pulpani* KULT, 1949 und *Amara nitida* STURM, 1825 kommen auch an der deutschen Ostseeküste vor. - Ent. Nachr. Ber. 48 (1): 43-45.
- Schmidt, L. & A. Melber (2004): Einfluss des Heidemangements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. NNA-Ber. 2/2004: 145-164.
- Schmidt, J. & Wrase, D.W. (2005): *Agonum antennarium* (DUFTSCHMID, 1812): Erstnachweis für Deutschland und weitere Ergänzungen zur Gesamtverbreitung. - Ent. Nachr. Ber. 49 (3-4): 221-222.
- Schmidt, O. (1993): Schäden durch Buchdruckerbefall an Spirken. - AFZ 11: 548.
- Schmidt, O. & Weigert, L. (1996): Naturwaldreservate in Bayern: „Rauher Kulm“. - 150. bayerische Naturwaldreservat. - Forst u. Holz 13: 435-437.
- Schmöler, K. (1962): Die Kleintierwelt der Nunatakker als Zeugen einer Eiszeitüberdauerung. Ein Beitrag zum Problem der Prä- und Interglazialrelikte auf alpinen Nunatakkern. - Mitt. Zool. Mus. Berlin 38: 171-400.
- Schneid, T. (1947): Die Laufkäfer und Schwimmkäfer der Umgebung Bamberg. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg 30: 107-133.
- Schneider, T. (1991): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Käferpopulationen (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae und Latridiidae) des Naturschutzgebietes Federsee. - Diss. Univ. Tübingen Fak. Biol., 427 S.
- Schnell, A. & Bauer, A. (2005): Die zweite Bundeswaldinventur 2002: Ergebnisse für Bayern. - LWF Wissen 49: 102 S.
- Schönmann, R. (1937): Die Arsystematik und geographische Verbreitung der hochalpinen Trechini der Ostalpen. - Zool. Jb. 70: 177-226, 3 Tafeln.
- Schreiner, R. (2007): *Elaphrus uliginosus* und *Elaphrus cupreus*. Ein ökologischer Vergleich zwischen einer seltenen und einer häufigen Laufkäferart. - Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 34, 86 S.
- Schreiner, R. & Irmeler, U. (2009): Niche differentiation and preferences of *Elaphrus cupreus* DUFTSCHMID, 1812 and *Elaphrus uliginosus* (FABRICIUS, 1792) as reason for their different endangerment in Central Europe. - J. Insect Conserv. 13(2): 193-202.
- Schröder, B., Antvogel, H., & Bonn, A. (2003): Habitatmodelle für Insekten - am Beispiel der Carabidengemeinschaft eines Auwaldes an der Elbe. - Verh. Westd. Entom. Tag 2001: 111-120.
- Schubert, A. (2002): Bayerische Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen - Bodenuntersuchungen. - Forstl. Forschungsberichte München 187, 223 S.
- Schubert, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen - ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern (Araneae, Coleoptera, Heteroptera, Neuropteroidea, Hymenoptera, Hymenoptera). - Diss. LMU München, 155 S.
- Schubert, R., Hilbig, W. & Klotz, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Heidelberg, 472 S.
- Schüle, P. (1995): Laufkäfer - in: STMLF (Hrsg.): Lebensraum Streuobstflächen: Laufkäfer. - Ländliche Entwicklung in Bayern, Materialien 34: 58-66.
- Schüle, P. (1997): Kommentierte Artenliste der Laufkäfer der Holter Heide bei Brüggen am Niederrhein. - Decheniana Beih. 36: 217-224.
- Schüle, P. (2002): Erster sicherer Nachweis von *Asaphidion stierlini* (HEYDEN, 1880) in Deutschland. - Angew. Carabidol. 4/5: 109-110.
- Schüle, P. (2004): Zur Anpassung der Laufkäfer-Fauna. - in: Pfadenhauer, J. & Heinz, S. (Hrsg.): Renaturierung von niedermoorartigen Lebensräumen. 10 Jahre Niedermoor-Management im Donaumoos. - Natursch. Biol. Vielf. 9: 123-141.
- Schuler, L. (1964): Quelques Coléoptères Carabiques nouveaux pour la Faune de France, ou intéressants. - L'Entomologiste 19: 84-87.
- Schulz, D. (1983): Weitere Funde von *Carabus intricatus* L.(Col., Carab.) in Mecklenburg. - Ent. Nachr. Ber. 27/ 3: 131.
- Schulz, U. (1992): Vergleich von Methoden zur quantitativen Erfassung der Fauna einer Habitatinsel. Abundanz und Dispersion der Saltatoria, Carabidae und Formicidae in der Garching Heide. - Unveröff. Diplomarb. TUM, FB Biologie, 135 S.
- Schuon, M. (1994): Faunistisch-ökologische Charakterisierung von 21 Naturwaldreservaten Bayerns anhand der Laufkäferarten. - Unveröff. Diplomarb. LMU München, 68 S.
- Schüpfer, V. (1913): Die Spirke. Ein Beitrag zu ihrem Vorkommen und ihren Wuchserhältnissen. - Naturwiss. Z. Land- u. Forstwiss. 11: 25-28.
- Schürstedt, H. & Gruttke, H. (2000): Einfluß unterschiedlicher Ködersubstanzen auf die biotopspezifische Fängigkeit von Bodenfallen für silvicole Laufkäfer. - Angew. Carabidol. 2/3: 37-48.
- Schuster, A. (1984): Die Laufkäfergesellschaft einer Mähwiese im Steigerwald: zur Bedeutung ungemähter Wiesenstreifen. - Unveröff. Diplomarb. Fak. Biol. Univ. Würzburg, 130 S. + Anh.
- Schuster, A. (2004): Die Laufkäferfauna naturnaher Wälder und natürlicherweise offener Sonderstandorte im Biosphärenreservat, Naturpark und FFH-Gebiet „Hohe Rhön“, Naturwaldreservate „Elstal“ und „Schloßberg“. - Unveröff. Kurzgutachten im Auftr. Bayer. LWF, 9 S.
- Schwaar, J. (1995): Waldfreie Areale vor der neolithischen Landnahme. - Natur und Kulturlandschaft 1: 21-24.
- Schwarzwälder, S. (1999a): Habitatbindung von seltenen Laufkäfern in unterschiedlich gepflegten Waldschneisen (Coleoptera: Carabidae). - Mitt. int. ent. Ver. Frankfurt/Main 24(1-2):19-28
- Schwarzwälder, S. (1999b): Ökosystemare Auswirkungen von Pflegemaßnahmen unter Freileitungstrassen. Möglichkeiten und Grenzen der Sukzessionslenkung. - Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie 12: 121 S., Karlsruhe.
- Schwarzwälder, S. (2000): Ökologische Bedeutung von Pflegemaßnahmen auf Energieleitungsstrassen. Wert und Entwicklungsmöglichkeiten trassengeprägter Biotope. - Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie 12: 126 S. + Anh.
- Schwarzwälder, S. (2002): Untersuchungen zur Laufkäferfauna in Energietrassen. - Angew. Carabidol. 4/5: 105-107.
- Schweiger, H. (1955): Die Arsystematik und Verbreitung der subalpinen Trechusarten der Ostalpen. - Ent. Bl. 51: 144-180.
- Schweiger, H. (1962): Die Insektenfauna des Wiener Stadtgebietes als Beispiel einer kontinentalen Groß-Stadtfauna. - Verhandlungen- 11. Internationaler Kongr. Ent., Wien 1960. Vol. 3: 184-193.
- Schweiger, H. (1975): Neue *Asaphidion*-Arten aus der Verwandtschaft des *A. flavipes* L. - Koleopt. Rdsch. 52: 105-111.
- Schweiger, O. (1999): Die Artenausstattung der Laufkäfer im Rahmen der natürlichen Vegetationssukzession auf Sturmwurfelflächen im Nationalpark Bayerischer Wald. - Unveröff. Diplomarb. Naturwiss. Fak. Univ. Salzburg, 129 S.
- Schwerk, A. & Szyzsko, J. (2008): Patterns of succession and conservation value of post-industrial areas in central Poland based on Carabid fauna. - In: Penev, L. et al. (Eds.): Back to the roots and back to the future. Towards a new synthesis amongst taxonomic, ecological and biogeographical approaches in carabidology. - Proc. XIIIth Eur. Carabidol. Meeting: 469-481.
- Seibert, P. (1969): Über das Aceri-Fraxinetum als vikariierende Gesellschaft des Galio-Carpinetum am Rande der bayerischen Alpen. - Vegetatio 17: 165-175.
- Sengbusch, P. von (2004): Untersuchungen zur Ökologie von *Pinus rotundata* LINK (Moor-Kiefer) im Südschwarzwald. - Diss. Bot. 388, 120 S. + Anh.
- Sengbusch, P. von (2006): Ein multivariates Monitoring-Verfahren zur Bewertung der Gefährdung von Bergkiefern-Mooren im Schwarzwald. - Biss. Bot 400, 139 S.
- Sengbusch, P. von & Bogenrieder, A. (2001): Rückgang der Moor-Kiefer im südlichen Schwarzwald. - Natursch. Landschaftspl. 33(8): 249-254.
- Seric Jelaska, L., Jesovnik, A., Jelaska, S.D., Pirnat, A., Kucinic, M. & Durbesic, P. (2010): Variations of Carabid beetle and ant assemblages, and their morpho-ecological traits within natural temperate forests in Medvednica Nature Park. - Sumarski List br. CXXXIV (9-10): 475-486.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Seric Jelaska, L., Dumbovic, V. & Kucinic, M. (2011): Carabid beetle diversity and mean individual biomass in beech forests of various ages. - ZooKeys 100: 393-405.
- Sharp, D. (1913): Description of a new species of *Tachys*. - Ent. month. Mag. 49: 125-126.
- Siepe, A. (1994): Das "Flutverhalten" von Laufkäfern, ein Komplex von öko-ethologischen Anpassungen an das Leben in der periodisch überfluteten Aue - I: Das Schwimmverhalten. - Zool. Jb. Syst. 121: 515-566.
- Sieren, E. (1998): Dokumentation, Bewertung und Beurteilung von Maßnahmen zur Renaturierung von Magerrasen anhand der Zusammensetzung und Dynamik von Laufkäferzönosen. Eine Fallstudie zur Sicherung und Entwicklung des Naturschutzgebiets Garching Haide. - Diss. TU München, 163 S.
- Sieren, E. & Fischer, F.P. (2000): Dynamik der Laufkäferfauna. - In: Pfadenhauer, J. et al. (Hrsg.): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. - Angew. Landschaftsökol. 32: 119-169.
- Sieren, E., Schmöger, M., Schulz, U., Fischer, F.P. (1995): Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Laufkäfer zur Bewertung von Maßnahmen zur Sicherung und Entwicklung des Naturschutzgebiets Garching Haide. - Mitt. DGAAE 10: 365-370.
- Sieren, E., Schmöger, M.E.V., Schulz, U. & Fischer, F.P. (1996): Laufkäfer in einer Steppenheide. Bewertung von Maßnahmen zur Pflege und Renaturierung. - Natursch. Landschaftspl. 28(7): 207-210.
- Singer, K. (1943): Einige bemerkenswerte Käfer der Kahler Moore, Kahler Dünen und des langen Sees. - Naturwiss. Mus. Stadt Aschaffenburg (N.F.) H. 3: 66-67.
- Singer, K. (1955): Die Käfer - Beiträge zur Fauna des unteren Maingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts. - Mitt. Naturwiss. Mus. Stadt Aschaffenburg 7: 1-272.
- Siuda, C. (2004): Renaturierungsplanung für die Wendlinger- und Jedlinger Filzen, Gemeinde Irschenberg, Landkreis Miesbach. - Unveröff. Gutachten im Auftrag LBV, 19 S. + Anh.
- Siuda, C. & Scheer, C. (1991): Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgebiet „Eggstätt-Hemhofer Seenplatte“. Enderbericht 1991. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Reg. von Oberbayern, 195 S.
- Skalski, T., Kedzior, R. & Radecki-Pawlik, A. (2012): Riverine ground beetles as indicators of inundation frequency of mountain stream: a case study of the Ochotnica stream, southern Poland. - Baltic J. Entomol. 12(2): 117-126.
- Skłodowski, J. (1995): Soil fertilization and acidification effect on the rate of development of epigeic Carabid communities in a Scots pine plantation. - Fol. For. Pol. Ser. A. 37: 21-46.
- Skłodowski, J. (1999): Movement of selected Carabid species through a pine forest-fallow ecotone. - Fol. Foreste. Pol. Ser. A. 41: 5-35.
- Skłodowski, J. (2001): The structure of Carabid communities in some field-forest ecotones. - Baltic J. Coleopterol. 1(1-2): 41-52.
- Skłodowski, J. (2003a): Epigeic Carabid assemblages of the Białowieża Primeval Forest. - In: Bauer, T. et al. (Hrsg.): How to protect or what we know about Carabid Beetles - From Knowledge to Application (Warsaw Agricultural Univ. Press). - 259-272.
- Skłodowski, J. (2003b): Carabid beetles in tree holes and decaying stumps of the Białowieża primeval forest. - Baltic J. Coleopterol. 3(2): 91-96.
- Skłodowski, J. (2003c): The role of decaying trees as microsites for epigeic Carabid beetles in Białowieża Primeval Forest. - Sylwan 12: 45-52.
- Skłodowski, J. (2004): The occurrence of Carabids in yellow plates in the Białowieża primeval forest. - Baltic J. Coleopterol. 4 (2): 117-124.
- Skłodowski, J. (2005a): Anthropogenic transformation of Carabid assemblages - from primeval forests to deforested open areas. - Proc. 12th ECM: 137-143.
- Skłodowski, J. (2005b): Interspecific body size differentiation in *Carabus* assemblages in the Białowieża Primeval Forest, Poland. - Proc. 11th ECM, DIAS Report 114: 291-303.
- Skłodowski, J. (2009): Interpreting the condition of the forest environment with use of the SCP/MB model of Carabid communities. - Baltic J. Coleopterol. 9(2): 89-100.
- Skłodowski, J. & Garbalińska, P. (2007): Ground beetle assemblages in the third year of regeneration after a hurricane in the Puszcza Piska pine forests. - Baltic J. Coleopterol. 7(1): 17-36.
- Skłodowski, J. & Garbalińska, P. (2011): Ground beetle assemblages inhabiting Scots pine stands of Puszcza Piska Forest: six-year responses to a tornado impact. - ZooKeys 100: 371-392.
- Skłodowski, J. & Zdziach, P. (2006): Biegaczowate w drugim roku spontanicznej sukcesji regeneracyjnej zniszczonych przez huragan drzewostanów Puszczy Piskiej. - Wiad. Entomol. 25, Suppl. 1: 97-110.
- Skłodowski, J. (2006): Carabid assemblages of forest islands surrounded by agricultural landscape - Baltic J. Coleopterol. 6(1): 39-53.
- Skoupy, V. (2004): Strelivkovití brouci Česke a Slovenske republiky ve sbírce Jana Pulpana (Ground beetles of the Czech and Slovak Republics of Jan Pulpan's collection). - Praha, 211 S.
- Skwarra, E. (1929): Die Käferfauna des Zehlauerbruches. - Schr. phys.-ökon. Ges. Königsberg 66(2): 3-174.
- Sokolowski, K. (1958): Faunistische und ökologische Bemerkungen zu einigen deutschen Laufkäfern. - Ent. Bl. 54: 102-111.
- Somme, L. (1993): Effects on boreal and arctic/alpine fauna. - In: Holten, J.L., Paulsen, G. & Oechel, W.C. (Eds.): Impacts of climatic change on natural ecosystems, with emphasis on boreal and arctic/alpine areas. - NINA, Trondheim, S. 172-175.
- Southwood, T.R.E. (1978): The components of diversity - In: Mound, L.A. & Waloff, N., Hrsg.: Diversity of Insect Fauna. - Royal. Ent. Soc. London, Symp. 9: 176-187.
- Southwood, T.R.E. (1987): The concept and nature of the community. - In: Gee, J.H.R. & Giller, P.S. (Hrsg.): Organization of communities past and present. - Brit. Ecol. Soc. Symposium 27: 3-27.
- Spang, W.D. (1996): Die Eignung von Regenwürmern, Schnecken, und Laufkäfern als Indikatoren für autentypische Standortbedingungen. - Diss. Univ. Heidelberg, 236 S.
- Sparmberg, H. (1995): Die Carabiden-Fauna der Gipskeuperhügel nördlich von Erfurt. - Veröff. Naturkundemuseum Erfurt 14: 37-53.
- Späh, H. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschiedener Standorte Westfalens. - Decheniana 133: 33-56.
- Spence, J.R. & Niemelä, J.K. (1994): Sampling Carabid assemblages with pitfall traps: the method and the madress. - Canadian Entomologist 126: 881-894.
- Spies, H.-G. (1998): Untersuchungen zur Habitatbindung von Laufkäfern in Saumstrukturen landwirtschaftlich genutzter Flächen des Naturraums Kraichgau. - Diss. Univ. Hohenheim, 266 S. + Anh.
- Spitzer, K. & Danks, H.V. (2006): Insect biodiversity of boreal peat bogs. - Ann. Rev. Entomol. 51: 137-161.
- Spitzer, L. & Konvicka, O. (2010): Rozsireni strelivka *Carabus variolosus* FABR. Na Valassku (okres Vsetin, Ceska Republika) s poznankami k jeho biologii. - Cas. Slez. Muz. Opava (A) 59: 59-70.
- Spitzer, K., Bezdek, A. & Jaros, J. (1999): Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. - J. Insect. Conservation 3: 97-106.
- Spitzer, K., Jaros, K. & Bezdek, A. (2003): Leaf-spinning moths (Lepidoptera) feeding on *Vaccinium uliginosum* along an ecological gradient of Central European peat bogs. - Ent. Fenn. 14: 46-52.
- Spörlein, P. (1998): Beiträge zur Erfassung der Sandfauna von Bamberg unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer und Stechimmen auf ausgewählten Biotopen mit ergänzenden Pflegehinweisen aus faunistisch-ökologischer Sicht. - Unveröff. Diplomarb. FH Weihenstephan/Triesdorf, 108 S. + Anh.
- Sprick, P., Münchenberg, T. & Fischer, M. (2012): Untersuchungen der Laufkäferfauna auf einer Kompensationsfläche bei Bösdorf. - Unveröff. Gutachten im Auftr. BA Gewässerckde., 15 S. + Anh.
- Ssymank, A. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. - Schriften. Landschaftspf. u. Naturschutz 53, 560 S.
- Stadler, S. (2005): Laufkäferdiversitäten auf unterschiedlich strukturierten Waldstandorten des Bergmischwaldes im Bayerischen Wald. - Unveröff. Diplomarb. TU München, 53 S. + Anh.
- Stamm, E. (1938): Die Eichen-Hainbuchenwälder der Nordschweiz. - Bern, 163 S. + Anh.
- Stastna, P. & Bezdek, J. (2001): Investigation results of Carabidae (Coleoptera) in selected habitats of Moravian Karst Protected Area during 1999 and 2000. - Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun. 49(5): 101-107.
- Stastna, P., Hula, V. (2012): Carabidae (Coleoptera) of sinkholes in the northern part of Moravian Karst. - Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun. 60 (5): 219-238.
- Steeck, S. & Lau, M. (2010): Die Krux der charakteristischen Arten [Kommentar]. - <http://www.naturschutzrecht.eu> (Seitenzugriff vom 12.9.2013).
- Stegemann, K. D. (1981a): *Carabus intricatus* L. aus der Eichhofer Heide (Kreis Ueckermünde). - Natursch.-arb. Meckl. 24 (1): 44.
- Stegemann, K.-D. (1981b): Bemerkungen zum Vorkommen von *Carabus intricatus* L. in der Eichhofer Heide (Kreis Ueckermünde). - Ent. Nachr. 1981/6: 93-94.
- Stegemann, K.-D. (2002): Ein Beitrag zur Kenntnis der Sandlaufkäfer- und Laufkäferfauna (Cicindelidae, Carabidae) der Ueckermünder Heide und angrenzender Gebiete. - Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 37: 37-99.
- Stegner, J. (1996): Laufkäferzönosen in unterschiedlich grundwasserbeeinflussten Erlenbruchwäldern (Alnion glutinosae) der Dübener Heide (Nordwestsachsen). - Insecta 4: 80-92.
- Stegner, J. (1997): Reaktionen von Laufkäfern auf unnatürliche Überstauung eines Erlenbruchwaldes (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*). - Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 161-176.
- Stegner, J. (1998a): "Stabilität" und Dynamik in Erlenbruchwäldern dargestellt am Beispiel der Laufkäfer. - Angew. Carabidol. 1: 23-40.
- Stegner, J. (1998b): Untersuchungen zur Laufkäferfauna ausgewählter Waldflächen im Spreewald. - Ent. Nachr. Ber. 42: 205-210.
- Stegner, J. (1999): Die Laufkäfer in Erlenbruchwäldern in Nordwestsachsen und ihre Reaktion auf die Lebensraumdynamik. - Diss. Univ. Greifswald, 243 S.
- Stegner, J. (2001): Laufkäfer in Erlenwäldern und ihre Eignung als Zielarten. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 33-50.
- Steinweger, A. (2004): Die Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf die Laufkäfer und die Wolfspinnen im Fichten- und Buchenwald (Süderbergland). - Diss. Univ. Bonn, 166 S. + Anh.
- Straka, U. (1989): Faunistisch-ökologische Untersuchungen von *Carabus*-Arten im Wiener Raum. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst. (Wien) 126: 1-40.
- Straußberger, R. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung bayerischer Kiefern-Naturwaldreservate auf nährstoffarmen Standorten. - Schriften. Naturwaldreservate in Bayern 4, 180 S.
- Strodl, M.A., Gereben-Krenn, B.-A., Huber, C. & Krenn, H.W. (2010): Die Larven der alpinen Laufkäfergattung *Oreonebria* K. DANIEL, 1903 in Österreich. - Contributions Nat. Hist. 14: 1-20.
- Stromme, J. A., Ngari, T. W. & Zachariassen, K. E. (1986): Physiological adaptations in Coleoptera in Spitsbergen. - Polar Res. (N.S.) 4: 199-204.
- Stumpf, T. (1997a): Koleopterologische Effizienzkontrolle zur Renaturierung eines Heidewiehers. - Mitt. Arb.gem. Rheinischer Koleopterologen 7(3/4): 119-162.
- Stumpf, T. (1997b): Neue Wege in der Bioindikation. Ein ökologisches Zeigerwertsystem für Käfer. - LÖBF-Mitt. 2: 53-58.
- Stumpf, T. (1999): Zur ökologischen Trennung der beiden Zwillingssarten *Pterostichus nigrita* (PAYK., 1790) und *Pterostichus rhaeticus* HEER, 1837 im Rheinland. - Mitt. Arb.gem. Rheinischer Koleopterologen 9(1/2): 8-11.
- Sturani, M. (1962): Osservazioni e ricerche biologiche sul genere *Carabus* LINNAEUS (sensu lato). - Mem. Soc. Ent. Ital. 41: 45-202.
- Sturani, M. (1963): Osservazioni biologiche e morfologiche sul *Carabus (Hygrocarabus) variolosus* FABRICIUS. - Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologica Rendiconti 11: 182-184.
- Sturani, M. (1963b): New biological and morphological research on *Carabus variolosus* FABRICIUS. - Boll. Zool. Agraria a di Bachelicoltura, Ser. II: 25-34.
- Süda, I., Voolma, K. & Ünap, H. (2009): Short-term monitoring of fire-adapted coleoptera in burnt pine forest of northern Estonia. - Acta. Biol. Univ. Daugavp. 9(19): 43-48.
- Sugiura, S., Yamazaki, K. & Masuya, H. (2010): Incidence of infection of Carabid beetles by laboulbenialean fungi in different habitats. - Eur. J. Entomol. 107: 73-79.
- Sustek, Z. (1972): Carabidae a Staphylinidae jako Slozka prirodnich geobioceno. - Brunn/Prag, 57 S. [www.akademickyrepositar.sk]
- Sustek, Z. (1981): Influence of clear cutting on ground beetles in a pine forest. - Communicationes Instituti Forestalis Cechoslovaeviae 12: 243-254.
- Sustek, Z. (1982): The effect of Actellic EC 50 on the Carabidae and Staphylinidae in a Norway spruce forest in the Jizerske Hory Mountains. - Biologia (Bratislava) 37: 131-139.
- Sustek, Z. (1983a): The comparison of the Carabidae and Staphylinidae in the selected geobiocoenoses of Pavlovské Kopce hills during the years 1971-1981. - Biol. (Bratislava) 38(2): 105-115.
- Sustek, Z. (1983b): Zeitkorrelierte Veränderungen der Alpha-Diversität verschiedener Carabiden-Zönosen in Mitteleuropa. - Biologia (Bratislava) 38: 959-970.
- Sustek, Z. (1984): Carabidae and Staphylinidae of two forest reservations and their reactions on surrounding human activity. - Biologia (Bratislava) 39: 137-162.
- Sustek, Z. (1994a): Classification of the Carabid assemblages in the floodplain forest in Moravia and Slovakia. - in: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: 371-376.
- Sustek, Z. (1994b): Windbreaks as migration corridors for Carabids in an agricultural landscape. - In: Desender et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: 377-382.
- Sustek, Z. (1994c): Influence of top effect on spatial structure of ground beetle community in an oak-beech forest. - [www.akademickyrepositar.sk]: 176-182.
- Sustek, Z. (1999): A curious case of wall climbing in *Carabus intricatus*: do the Carabids orient by odor trails? - Entomofauna carpathica 11: 58-62.
- Sustek, Z. (2000): Carabid beetles - their significance for bioindication of the landscape hydrological regimen. - Proceedings "Transport of water, chemicals and energy in the system", Bratislava 16.11.2000 (8th Int. Poster Day): 1-13. [www.akademickyrepositar.sk]
- Sustek, Z. (2001): Restitution of Carabid communities after catastrophic floods in floodplain forests. - Proceedings "Transport of water, chemicals and energy in the system", Bratislava 28.11.2001 (9th Int. Poster Day): 1-8. [www.akademickyrepositar.sk]
- Sustek, Z. (2003): Carabidae and Staphylinidae: a comparison of their response to changes in hydrological regimen in two floodplain forests. - Proceedings "Transport of water, chemicals and energy in the system", Bratislava 20.11.2003 (11th Int. Poster Day): 387-396. [www.akademickyrepositar.sk]
- Sustek, Z. (2004): Carabid communities in degradation stages of pubescent oak forests (*Corni Querceteta* deg.) in oak vegetation tier. - In: Polehla, P. (Hrsg.): Hodnoceni stavu a vyvoje lesnich geobioceno. Sbornik prispevku z mezinarodni konference 15-16.10.2004 v Brne. Geobiocenologické spisy, sv. 9. MZLU. Ustav lesn. Botan., dendrol. a typol., LDF MZLU (Brno): 203-209.
- Sustek, Z. (2004): Changes in Carabid communities along a moisture gradient. - Proceedings "Transport of water, chemicals and energy in the system", Bratislava 25.11.2004 (12th Int. Poster Day): 456-459. [www.akademickyrepositar.sk]

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Sustek, Z. (2006a): Cenozele Carabidelor din ecostemele alpine si subalpine din carpatii occidentali. - Muezul Oltenici Craiova, Studii si comunicari. Stiintele Naturii 22: 138-147.
- Sustek, Z. (2006b): Shifts in habitat preference of some montane Carabid beetles and their possible causes. - Biosociologia (Bratislava) 4: 34-44.
- Sustek, Z. (2007): Klasifikacia spolecnosti bystruskovitich v prirodnych geobiocenozach smrekoveho, kosodrevinného alpskeho vegetacneho stupna v zapadnych Karatoch. - In: Hrubá, V. & Stýkar, J. (Hrsg.): Geobiocenologia a její aplikace. - Geobiocenologické spisy 11 (MZLU Brno): 113-124.
- Sustek, Z. (2009): Change of secondary productivity of Carabid communities in natural forest ecosystems in relation to geological substrate and vertical zonality. - Muzeul Oltenici Craiova. Oltenia. 25(1): 83-90.
- Sustek, Z. (2010): Succession of Carabid communities in different types of reed stands in Central Europe. - Muzeul Oltenici Craiova. Oltenia. 26(1): 127-138.
- Sustek, Z. & Zuffa, J. (1986): Gemeinschaften der Laufkäfer und Kurzflügler im Staatlichen Naturschutzgebiet Sramkova (in Slowakisch). - Ochr. Prirod. 7: 349-374.
- Sustek, Z. & Zuffa, J. (1988): The Carabids and Staphylinids of the state Nature Reserve Klacianska Magura in the protected territory Mala Fatra. - Ochr. Prirod. 9: 231-251.
- Szallies, A. & Ausmeier, F. (2001a): *Elaphropus paulinae* n. sp. aus dem süddeutschen Alpenvorland. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 36: 65-67.
- Szallies, A. & Ausmeier, F. (2001b): Die Käferfauna von Kalkschutthalden - Eiszeit- und Warmzeit-Relikte der Schwäbischen Alb. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 36: 67-73.
- Szel, G., Fabok, V., Kutasi, C. & Retezar, I. (2005): Long term investigations of Carabid communities of the floodplain of the Danube. - Proc. 12th ECM: 47-50.
- Szyszkó, J. (1974): Relationship between the occurrence of epigeic Carabids, certain soil properties, and species composition of a forest stand. - Ekol. Pol. 22: 237-274.
- Szyszkó, J. (1975): Dependence of facility of catching Carabidae on the mechanical composition of the surface layer. - Pol. Pis. ent. 45: 601-605.
- Szyszkó, J. (1979): Carabids as bioindicators of alterations in forest habitat. - In: 1st Symposium on the protection of forest ecosystems. - Wyd. SGGW-AR (Warszawa) 1981: 25-34.
- Szyszkó, J. (1983): State of Carabidae (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorization of this environment. - Treaties and monographs - Publications of Warsaw Agricultural University SGGW-AR 28: 1-80.
- Szyszkó, J. (1984a): Carabidae as basis for describing the state of development of fresh coniferous forest biocoenoses. - SGGW-AR, 2nd Symposium on the Protection of Forest Ecosystems: 25-39.
- Szyszkó, J. (1984b): Effect of fire stress on the plasticity of Carabidae communities. - In: Second Symposium on the Protection of Forest Ecosystems- SGGW-AR, 2nd Symposium on the Protection of Forest Ecosystems: 205-209.
- Szyszkó, J. (1986a): The occurrence of Carabidae in pine stands in fresh coniferous forest habitats in the district Niedzwiedy. - In: den Boer, P.J., Grüm, L. & Szyszkó, J. (Hrsg.): Feeding behaviour and accessibility of food for Carabid beetles: 133-147.
- Szyszkó, J. (1986b): What is the habitat for Carabid beetles? - In: den Boer, P.J., Grüm, L. & Szyszkó, J. (Hrsg.): Feeding behaviour and accessibility of food for Carabid beetles: 149-156.
- Szyszkó, J. (1986c): Dynamics of populations and development of the Carabid fauna of pine stands on poor sandy soils (facts and suppositions). - In: den Boer et al. (Hrsg.): Carabid beetles, S. 331-341.
- Szyszkó, J. (1987): How can the fauna of Carabidae be protected in managed pine forest? - Acta Phytopath. Ent. Hung. 22(1-4): 293-303.
- Szyszkó, J. (1990): Planning of prophylaxis in threatened pine forest biocoenoses based on an analysis of the fauna of epigeic Carabidae. - Agricultural University Press, Warsaw. - 96 S.
- Szyszkó, J. (2001): Wpływ pożaru na biegaczowate (Carabidae, Col.) na przykładzie pożarzystka w Potrzebówicach. Zależności między stanem rozwoju a stopniem destrukcji (The impact of forest fire on Carabids (Carabidae, Col.) on the example of a post-fire site in Potrzebówice: the relationship between the developmental stage and extent of destruction). - Sylwan 145(12): 29-45.
- Szyszkó, J., Szujewski, A., Mazur, S. & Perłowski, S. (1978): Season changes in mean biomass of *Carabus arvensis* and *Calathus erratus* individuals in fresh forest pine stands. - Ekol. pol. 26: 297-304.
- Taglianti, A.V. & De Felici, S. (1994): Ground beetle communities in Central Apennines beech woods. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 71-78.
- Tanzer, P. (1934): *Carabus menetriesi* HUMMEL und sein Vorkommen im Böhmerwalde. - Entomol. Nachrichtenbl. 7(1): 36-37.
- Telfer, M.G. (2009): Monitoring *Ophonus laticollis* at Galloway Hill, Thetford. - Report for Norfolk Biodiversity Partnership, 18 S. + Anh. (publ. online).
- Telfer, M.G. & Eversham, B.C. (1996): Ecology and conservation of heathland Carabidae in eastern England. - Ann. Zool. Fenn. 33: 133-138.
- Ter Braak, C.J.F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - Ecology 67: 1167-1179.
- Terlutter, H. (1991): Morphometrische und elektrophoretische Untersuchungen an westfälischen und südfriantischen *Carabus auronitens*-Populationen: zum Problem der Eiszeitüberdauerung in Refugialgebieten und der nacheiszeitlichen Arealausweitung. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. Münster 53(3): 3-111.
- Terlutter, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - Münster, 119 S. + Anh.
- Terlutter, H. (1999): Die Laufkäferfauna der unteren Ems zwischen Herbrum und Emden. - Angew. Carabidol. Suppl. 1, 41-54.
- Terrell-Nield, C. (1990): Is it possible to age woodlands on the basis of their Carabid beetle diversity? - The Entomologist 109(3): 136-145.
- Thiele, H.-U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. - Z. Angew. Entom. 39: 316-367.
- Thiele, H.-U. (1959): Experimentelle Untersuchungen über die Abhängigkeit bodenbewohnender Tierarten vom Kalkgehalt des Standorts. - Z. angew. Entom. 44: 1-21.
- Thiele, H.-U. (1962): Zusammenhänge zwischen Jahreszeit der Larvenentwicklung und Biotopbindung für waldbewohnende Carabiden. - Verh. 11. internat. Kongr. Ent. Wien 1960 3: 165-169.
- Thiele, H.-U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. - Z. Morph. Ökol. Tiere 53: 387-452.
- Thiele, H.-U. (1968): Was bindet Laufkäfer an ihre Lebensräume? - Naturwiss. Rundschau 21(2): 57-65.
- Thiele, H.-U. (1969): Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. - Oecologia 3: 227-229.
- Thiele, H.-U. (1973): Physiologisch-ökologische Studien an Laufkäfern zur Kausalanalyse ihrer Habitatbindung. - Verh. Ges. Ökol. 73: 39-53.
- Thiele, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. - Berlin, 369 S.
- Thiele, H.-U. (1979): Relationships between annual and daily rhythms, climatic demands and habitat selection in Carabid beetles. - In: T. L. Erwin, G. E. Ball, D. R. Whitehead and A. L. Halpern (Hrsg.), Carabid Beetles: Their Evolution, Natural History, and Classification.
- Thiele, H.-U. & Fiedler, E.P. (1981): Long-term experiments on the development of the Carabid Beetle *Pterostichus nigrita* PAYKULL under simulated climatic conditions (photoperiod and temperature) of different latitudes. - Zool. Jb. Syst. 108: 441-461.
- Thiele, H.-U. & Kirchner, H. (1958): Über die Körpergröße der Gebirgs- und Flachlandpopulationen einiger Laufkäfer (Carabidae). - Bonn. Zool. Beir. Heft 2/4/9: 294-302.
- Thiele, H.-U. & Kolbe, W.H. (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. - Pedobiologia 1: 157-173.
- Thiele, H.-U. & Weiss, H.-E. (1976): Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. - Schriftenr. Vegetationskde. 10: 359-374.
- Thiele, V. & Berlin, A. (2002): Zur ökologischen Bewertung des Naturschutzgebietes „Großes Moor bei Darze“ (Mecklenburg-Vorpommern) mittels eines neu entwickelten Verfahrens auf der Basis zoologischer Taxa. - Telma 32: 141-159.
- Tiem, F.M. (1906): Biogeographische Betrachtung des Rachel. - Abh. Naturhist. Ges. Nürnberg XVI: 1-137.
- Tietze, F. (1966a): Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung von Waldgesellschaften des Südzarzes. - Hercynia N.F. 3: 340-358.
- Tietze, F. (1966b): Zur Laufkäfer-Fauna der Rabeninsel bei Halle (Saale). - Hercynia N.F. 3: 387-399.
- Tietze, F. (1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. - Pedobiologia 8: 50-58.
- Tietze, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. II. Die diagnostisch wichtigen Carabidenarten des untersuchten Grünlandes und ihre Verbreitungsschwerpunkte. - Hercynia (N.F.) 10: 111-126.
- Tietze, F. (1977): Zur Ökologie und Faunistik der Carabidae des Naturschutzgebietes „Selketal“ (Bez. Halle). - Hercynia N.F. 14(2): 145-159.
- Tietze, F. (1983): Die Jahresrhythmik ausgewählter Carabidenarten in Kiefernforsten der Dübener Heide. - Hercynia NF 20: 178-203.
- Tietze, F. (1985): Veränderungen in der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäferfazozönosen bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. - Zool. Jb. Syst. 112: 383-404.
- Tischler, W. (1947): Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. - Biol. Zentralbl. 66: 49-56.
- Tischler, W. (1948): Zum Geltungsbereich der biozönotischen Grundeinheiten. Forschung und Fortschritte 24: 235-238.
- Tischler, W. (1949): Grundzüge der terrestrischen Tierökologie. - Braunschweig, 219 S.
- Tischler, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. - Z. Morph. Ökol. Tiere 47: 54-114.
- Tischler, W. (1975): Wörterbuch der Biologie. Ökologie. - Stuttgart.
- Toigo, M., Paillet, Y., Nobilecourt, T., Soldati, F., Gosselin, F., Dauffy-Richard, E. (2013): Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles. - Biol. Conserv. 157: 215-224.
- Tolke, D. (2006): Aktuelle Situation des Vorkommens von *Carabus menetriesi* in Sachsen. - Angew. Carabidol. Suppl. 4: 35-37.
- Topp, W. (1972): Die Besiedlung eines Stadtparks durch Käfer. - Pedobiologia 12: 336-346.
- Topp, W. (1975): Biozönotische Untersuchungen in einem Kar der östlichen Hohen Tauern. - Carinthia II 165/85: 275-284.
- Topp, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen. - Drosera 82(1): 109-116.
- Topp, W. (1988): Besiedlung einer neu entstandenen Insel durch Laufkäfer. - Zool. Jb. Syst. 115: 329-361.
- Topp, W. (2006): Litter-dwelling beetles in primeval forests of Central Europe: does deadwood matter?. - J. Insect. Conserv. 10: 229-239.
- Topp, W. (2011): Historische Bergaufwelder: Pingen sind Schlüsselstrukturen und Quellenstandorte für die streuliebenden Käfer in Buchenwäldern. - Ent. Heute 23: 123-143.
- Toth, L. (1980): A farkasgyepui bökkös öksziszema rgadazo (Carnivor) bogarainak vszgalata a talazszintben. - A Veszprem gegeyi Muz. Kzl. 15: 73-91.
- Trautner, J. (1984): Zur Verbreitung und Ökologie der *Dromius*-Arten in Württemberg. - Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 139: 211-215.
- Trautner, J. (1988): Zum Vorkommen von *Pterostichus rhaeticus* HEER 1837 in Baden-Württemberg. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 23: 56-60.
- Trautner, J. (1991): Die Laufkäferfauna des Rosensteinparks und weiterer Grünflächen im Stadtgebiet von Stuttgart. - Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 146: 233-258.
- Trautner, J. (1992a): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer. - Weikersheim, 72 S.
- Trautner, J. (1992b): Laufkäfer. Methoden zur Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. - In: Trautner, J. (Hrsg.): Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Ökologie in Forschung und Anwendung (Weikersheim) 5: 145-162.
- Trautner, J. (1992c): Zu Verbreitung und Habitat des Laufkäfers *Pterostichus unctulatus* (DUFTSCHMID, 1812) und seinem Vorkommen in Baden-Württemberg. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 27: 84-87.
- Trautner, J. (1993): Laufkäfer als Indikatoren/Deskriptoren in der Planung und Probleme der Ausgleichbarkeit von Eingriffen am Beispiel dieser Artengruppe. - Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Nr. 636: 207-233.
- Trautner, J. (1994a): Zielformulierung und Erfolgskontrolle für die Belange des Artenschutzes bei Planungen in Auen - am Beispiel der Laufkäfer. - Initiativen zum Umweltschutz (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) 1: 289-303.
- Trautner, J. (1994b): Zur Insektenfauna der Talhänge „Ringelstaler“ und „Weinhalde“ sowie des Theobaldswaldes bei Edelfingen (Main-Tauber-Kreis). - Faun.- und flor. Mitt. Taubergrund 12: 13-26.
- Trautner, J. (1996a): Sandlaufkäfer und Laufkäfer. - In: LFU-BW (Hrsg.): Zielartenkonzept Baden-Württemberg 1996, S. C367-C405.
- Trautner, J. (1996b): Der Große Puppenräuber (*Calosoma sycophanta*) in Südwestdeutschland. Aktuelle und historische Verbreitung, Biologie, Habitat, Gefährdung und Schutz. - Mitt. internat. ent. Ver. Frankf./Main 21(3/4): 81-104.
- Trautner, J. (1996c): Kriterien zur Bewertung von Laufkäfer-Vorkommen - Aktueller Arbeitsstand eines Vorschlages für einen bundesweiten Standard. - VUBD-Rundbrief 17/96: 12-16.
- Trautner, J. (1999): Handfänge als effektive und vergleichbare Methode zur Laufkäfer-Erfassung an Fließgewässern - Ergebnisse eines Tests an der Aich (Baden-Württemberg). - Angew. Carabidol. Suppl. 1, 139-144.
- Trautner, J. (2000): Die Käfer der Markgräfer Trockenaue. Laufkäfer. - in: LFU (Hrsg.): Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am Südlichen Oberrhein. - Fachdienst Naturschutz, Naturschutz-Spectrum Themen 92: 357-372.
- Trautner, J. (2005): *Carabus menetriesi* nicht in Baden-Württemberg. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 40: 141-142.
- Trautner, J. (2006): Zur Laufkäferfauna von Suhlen und Wühlstellen des Wildschweins (*Sus scrofa*) in den Naturräumen Schönbuch und Glemswald (Süddeutschland). - Angew. Carabidol. 7: 51-54.
- Trautner, J. (2010): Die Krux der charakteristischen Arten. - Natur und Recht 32: 90-98.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Trautner, J. & Aßmann, T. (1998): Bioindikation durch Laufkäfer - Beispiele und Möglichkeiten. - Laufener Seminarbeitr. 8/98: 169-182.
- Trautner, J. & Back, N. (2005): Der Zuckmantel - ein verschwundener Wald auf den Fildern. - in: Stadt Filderstadt (Hrsg.): Filderstadt und sein Wald - Filderstätter Schriften. zur Geschichte und Landeskunde 18: 136-144.
- Trautner, J. & Detzel, P. (1994): Die Sandlaufkäfer Baden-Württembergs. - Ökologie & Naturschutz 2: Weikersheim, 60 S.
- Trautner, J. & Fritze, M.-A. (1999): 14. Laufkäfer. - In: Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands e.V. (VUBD, Hrsg.): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandbezogenen Honorarermittlung. - Veröff. VUBD 1 (3. Aufl.), S. 184-195.
- Trautner, J. & Geigenmüller, K. (1987): Sandlaufkäfer, Laufkäfer. - Aichtal, 487 S.
- Trautner, J. & Geigenmüller, L. (2009): Die Laufkäferfauna des Naturdenkmals „Zwei Linden“ mit Feldgehölz in Filderstadt. - Jh. Ges. Naturkd. Württemberg 165 (1): 289-300.
- Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M. (1996a): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer. - Natursch. Landschaftspl. 27(3): 96-101 + Beilage.
- Trautner, J. & Müller-Motzfeld, G. (1995b): Checkliste der Laufkäfer Deutschlands. - Naturschutz & Landschaftsplanung 27(3), Beilage, 12 S.
- Trautner, & Reck, H. (1989): Zur Laufkäfer- und Heuschreckenfauna einer Flugsanddüne im Siedlungsbereich von Karlsruhe. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 24: 50-57.
- Trautner, J. & Rietze, J. (2001): Entwicklung der Laufkäferzönose einer Waldbrandfläche im Odenwald. - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 69-80.
- Trautner, J., Geissler, S. & Settele, J. (1988): Zur Verbreitung und Ökologie des Laufkäfers *Diachromus germanus*. - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 23: 86-105.
- Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M. (1996): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. (2. Fassung, Stand Dez. 1996). - Natursch. Landschaftspl. 29(9): 261-273.
- Trautner, J., Bräunicke, M. & Rietze, J. (1998): Laufkäfer. In Bücking, W. (Hrsg.): Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern: 118-155 + Anl.
- Trautner, J., Rietze, J. & Lorenz, W.M.T. (2001): Erfassung der prioritären FFH-Anhang II-Laufkäferart *Carabus menetriesi* ssp. *pacholei* Sokolar 1911 (Hochmoor-Laufkäfer) im bayerischen Voralpengebiet. - Unveröff. Gutachten im Auftrag Bayer. LfU, 17 S.
- Trautner, J., Rietze, J. & Bräunicke, M. (2004): Die Laufkäferfauna des Bannwaldes „Conventwald“. - Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg 2: 113-119.
- Trautner, J., Aßmann, T., Drees, C., Eggers, J., Harry, I. & Rietze, J. (2005a): A morphometric approach to evaluate the Central European subspecies of *Carabus menetriesi* FALDERMANN IN HUMMEL, 1827: cutting the Gordian knot? - Proc. 12th ECM: 127-128.
- Trautner, J., Bräunicke, M., Kiechle, J., Kramer, M., Rietze, J., Schanowski, A. & Wolf-Schwenninger, K. (2005b): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer Baden-Württembergs (3. Fassung, Stand Okt. 2005). - Naturschutz-Praxis, Artenschutz 9 (LUBW), 31 S.
- Trautner, J., Rietze, J. & Bräunicke, M. (2005c): Die Laufkäferfauna des Bannwaldes „Bechtaler Wald“. - Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg 8: 169-177.
- Trautner, J., Fritze, M.-A., Hannig, K. & Kaiser, M. (2014): Verbreitungsatlas der Laufkäfer Deutschlands. - Norderstedt, 347 S.
- Tretzel, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. - Zool. Anz. 155: 276-287.
- Troll, K. (1926a): Die jungglazialen Schotterfluren im Umkreis der deutschen Alpen. - Stuttgart (Engelshorn).
- Troll, W. (1926b): Die natürlichen Wälder im Gebiete des Isarvorlandgletschers. - München (Lindauer).
- Trost, M. (2001): Zur Laufkäferfauna von Trockenwaldstandorten des Oberen Saalealtales bei Saalfeld (Thüringen). - Angew. Carabidol. Suppl. 2: 61-68.
- Trost, M. (2002): Management von FFH-Lebensraumtypen: Untersuchungen zu den Auswirkungen von Maßnahmen zur Heide-Pflege (Flämmen, Mahd) auf Gliederfüßer (Arthropoda). Teil: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). - Ber. des Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2002: 17-22.
- Trost, M. (2004): Differenzierung der Carabidenfauna mitteldeutscher Xerothermhabitate mit besonderer Berücksichtigung Sachsen-Anhalts. - Angew. Carabidol. Suppl. 3: 95-114.
- Turin, H. (1988): Ecological classification of forest-dwelling Carabidae in The Netherlands. - Tijdschr. Entomol. 131: 65-71.
- Turin, H. (2000): De Nederlandse Loopkevers. Verspreiding en Oecologie. - Utrecht, 666 S.
- Turin, H. & den Boer (1988): Changes in the distribution of Carabid beetles in the Netherlands Since 1880. II. Isolation of habitats and long-term time trends in the occurrence of Carabid species with different powers of dispersal. - Biol. Conserv. 44: 179-200.
- Turin, H. & Peters, H. (1986): Changes in the distribution of Carabid beetles in the Netherlands since about 1880. I. Introduction. - In: den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid beetles - their adaptations and dynamics: S. 489-495.
- Turin, H. & Van Essen, S. (1990): Ecological characterization of Carabid species in the Netherlands from 30 years' pitfall sampling. - in: Stork, N. (Hrsg.): The role of ground beetles in environmental studies: 393-396.
- Turin, H., Alders, K., den Boer, P.J., van Essen, S., Heijerman, Th., Laane, W. & Penterman, E. (1991): Ecological characterization of Carabid species in The Netherlands from thirty years of pitfall sampling. - Tijdschr. Entomol. 134: 279-304.
- Turin, H., Haeck, J. & Hengeveld, R. (1977): Atlas of the Carabid Beetles of the Netherlands. - Amsterdam, 227 S.
- Turin, H., Penev, L. & Casale, A. (2003): The genus *Carabus* in Europe. A synthesis. - Sofia-Moscow, 511 S.
- Türk, W. (1993): Entwurf einer Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Oberfranken. - Tuexenia 13: 33-55.
- Ulrich, W., Buszko, J. & Czarniecki, A. (2004): The contribution of poplar plantations to regional diversity of ground beetles in agricultural landscapes. - Ann. Zool. Fenn. 41: 501-512.
- Universität Erlangen (o.D.): Unveröff. Gutachten zur Laufkäferfauna des NSG Häuselohle. - Erlangen, oPag.
- Universität Erlangen (1988): Abschlussbericht für das 1985-1987 durchgeführte Beweissicherungsverfahren Altmühspeichersee. - Unveröff. Ber.des Instituts für Zoologie II im Auftr. Talsperren-Neubauamt, 93 S. + Anh.
- Utschick, H., Engel, K., Simon, U. & Goßner, M. (2002): Untersuchungen über das Vorkommen walddispersiver Tierarten im Vergleich zwischen Wirtschaftswäldern und Naturwäldern (Naturwaldreservaten). - Unveröff. Forschungsbericht Lehrstuhl für Landnutzungsplanung u. Naturschutz Bayer. Staatsforstverwaltung ST 111, 56 S.
- Vainikainen, V., Itämiies, J., Pulliainen, E. & Tunkkari, P. (1998): Mobility, population size and life time pattern of *Carabus glabratus* under extreme northern forest conditions. - Ent. Fenn. 9: 217-224.
- Van der Drift, J. (1951): Analysis of the animal community in a Beech forest floor. - Tijdschr. voor Entomol. 1951: 1-168 + Anl.
- Van der Drift, J. (1959): Field studies on the surface fauna of forests. - Bijdr. Diark. 9: 79-103.
- Van der Ent, L.J. & van Dijk, T.S. (1991): Individual walking behaviour of *Carabus problematicus* in a Dutch forest as recorded by a portable radar-detection system. - Proc. 4th ECE/XIII. SIEE (Gödöllö): 115-121.
- Van Dyck, H. & Baguette, M. (2005): Dispersal behaviour in fragmented landscapes: routine or special movements? - Basic Appl. Ecol. 6: 535-545.
- Van Essen, S.J. (1994): A method to evaluate the condition of heathlands by using catches of Carabid beetles. - In: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S.383-386.
- Van Huizen, T.H.P. (1977): The significance of flight activity in the life cycle of *Amara palpebata*. - Oecologia 29: 27-41.
- Van Huizen, T.H.P. (1980): Species of Carabidae in which the occurrence of dispersal by flight of individuals has been shown. - Entomologische Berichten 40: 166-168.
- Van Huizen, T.H.P. (1990): „Gone with the Wind“: Flight activity of Carabid beetles in relation to wind direction and to the reproductive state of females in flight. - In: Stork, N. (Hrsg.): The role of ground beetles in ecological and environmental studies: S. 289-293.
- Van Huizen, T.H.P. & Aukema, B. (1992): Additional records of Carabids caught in window traps in Drenthe and Oost-Frivoland. -Entomologische Berichten. 52: 12.
- Van Looy, K., Vanacker, S., Jochems, H. & Dufrené, M. (2002): Ground beetles as indicators for the Meuse riverbank habitat integrity. - First Int. Scient. Symp. River Meuse, Proc. - Maastricht, 71-83.
- Varvara, M. (1980): Date preliminare asupra faunei de Carabidae din Rezervatia „Codrul Secular Slatioara“ jud. Suceava. (Preliminary data on the fauna of Carabidae from the reservation „Codrul Secular Slatioara“, the county of Suceava). - Anuar. Muz. St. Nat. Suceava. 6: 229-235.
- Varvara, M. (2000): Laufkäfer in den Heuwiesen von Rumänien. - Mitt. DGAAE 12: 405-409.
- Varvara, M. (2005): Diversity and the main ecological requirements of the epigeic species of Carabidae on two types of forests ecosystems in Suceava County (Moldavia). - Entom. Rom. 10: 81-88.
- Varvara, M. & Ichim, E. (1995): Contribution a la connaissance de la diversité et de l'abondance des Arthropodes epigés dans les prairies permanentes et ensencées. - Anuar. Muz. Nat. Bucuresti, Fasc. Sc. Nat. 13: 75-86.
- Varvara, M. & Pisica, C. (1992-1993a): Carabids (Coleoptera, Carabidae) from the glades of some forest ecosystems in Moldavia (Romania). - An. St. Univ. „Alex. I. Cuza“ Iasi (38-39): 1-8.
- Varvara, M. & Varvara, V. (1991): Contributii la cunoasterea cenozei de Carabidae din padurea Barnova, Iasi. (Contributions to the knowledge of a Carabidae coenosis of the Barnova forest). - An. Muz. Bucovinei Suceava St. Nat. 11: 57-68.
- Varvara, M., Siepe, A. & Scarlat, A. (1993): Contributions to the study of the carabidocoenosis from the 'Humosu' Nature Reserve, Hirfau, Iasi county - Bull. Acad. Agric. Forest. Sci. 23: 91-96.
- Vera, F.W.M. (2000): Grazing ecology and forest history. - Oxford, 506 S.
- Vogel, C. (2002): Räumlich explizites Modell auf Basis von Habitategenung und Populationsdynamik für Carabiden. - Braunschweig, 116 S. + Anh.
- Vogel, J. & Dunger, W. (1991): Carabiden und Staphyliniden als Besiedler reaktivierter Tagebau-Halden in Ostdeutschland. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 65(3): 1-31.
- Vogel, J. & Krost, P. (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Waldbiotope in Schleswig-Holstein. - Faun.-Ökol. Mitt. 6: 87-94.
- Völkel, J., Leopold, M., Dötterl, S., Schneider, A., Hürkamp, K. & Hilgers, A. (2011): Origin and age of the Lower Bavarian sand dune landscape around Abensberg and Siegenburg. - Z. Geomorphol. - DOI 10.1127/0372-8854/2011/0060, 22 S.
- Vollrath, H. (1960): Burgruinen bereichern die Flora. Ein Beitrag zur Flora des Oberpfälzer Waldes. - Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth 10: 150-172.
- Vom Hofe, H. (1998): Dynamik und Ausbreitungsverhalten von Laufkäfern in Uferstreifen. - Diss. TU München, 176 S. + Anh.
- Vom Hofe, H. & Gerstmeier, R. (1997): Laufkäfer in Uferstreifen - Untersuchungen eines Biotopkomplexes. - Mitt. DGAAE 11: 433-438.
- Von der Dunk, K. (1992): Beobachtungen von Insektenvorkommen im Nürnberger Reichswald (Die Waldabteilungen Soos und Irrhain bei Kraftshof im Norden Nürnbergs). - galathea 8/4: 148-156.
- Von Peez, A. (1962): Über Käferfang mittels Köderkörben auf Bäumen. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 11: 121-123.
- Von Peez, A. & Kahlen, M. (1977): Die Käfer von Südtirol. - Selbstverlag Tiroler Landesmuseum Innsbruck, 525 S.
- Von Poschinger, F. & Wachnitz, L. (1955): Genus *Carabus* L. im Bayerischen Wald. - Mitt. Münch. Ent. Ges. 44/45: 418-442.
- Von Poschinger, F. (1950a): Beitrag zur Kenntnis der Koleopterenfauna des Donautales und des Bayrischen Waldes. - Ent. Bl. 45-46: 18-21.
- Von Poschinger, F. (1950b): *Carabus* L.: Beitrag zur Kenntnis der Lage der Arealgrenzen der ssp. *violaceus* L. und der ssp. *purpurascens* F. des *Magodontus violaceus* L. und der Biotope des *Carpathophilus linnei* PANZ., im Bayerischen Wald. - Ent. Bl. 45-46: 105-108.
- Von Poschinger, F. (1952): Neufund von *Pterostichus selmanni* im Bayerischen Wald. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 1(4): 26-27.
- Von Rad, U. (1997): Charakterisierung und Vergleich verschiedener Standorttypen im NSG Mallertshofer Holz hinsichtlich der Laufkäferfauna. - Unveröff. Diplomarb. TUM, FB Biologie, 157 S.
- Von Rad, U., Faas, M., Sieren, E., Fischer, F.P. (1997): Die Carabiden der nördlichen Münchner Schotterebene. - Mitt. DGAAE 11: 875-880.
- Vossel, E. & Aßmann, T. (1995): Die Chilopoden, Diploiden und Carabiden unterschiedlich genutzter Waldflächen bei Bentheim (Südwest-Niedersachsen): Vergleich eines Wirtschaftshochwaldes mit zwei ehemaligen Hudeflächen. - Drosera 95(29): 127-143.
- Wachmann, E., Platen, R. & Barndt, D. (1995): Laufkäfer. Beobachtung, Lebensweise. - Augsburg, 295 S.
- Wachnitz, L. (1954): Neue Fundorte des *Carabus (Hygrocarabus) variolosus* F. ssp. *nodulosus* F. im Bayerischen Wald und in Landshut a.d. Isar. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 3(5): 39-40.
- Wagner, A. (2000): Minerotrophe Bergkiefermoore im süddeutschen Alpenvorland unter besonderer Berücksichtigung ihrer syntaxonomischen Stellung. - Diss. TU München, 175 S.
- Wagner, O. (1969): Wiederherstellung der Art *Pterostichus (Pseudostichus) sudaeticus* GERHARDT. - K. Rd. Rdsch. 46/47: 131-135.
- Wagner, T. (1992): Beitrag zur Kenntnis der Moorkäferfauna des Niederrheinischen Tieflandes. - Mitt. Arb. Gem. Rhein. Koleopt. 2(2): 47-67.
- Waitzbauer, W., Drapela, T., Just, G. & Schmid, C. (2003): Bodenlebende Arthropoden (Laufkäfer, Carabidae) als Indikatoren für die Biodiversität naturnaher Waldgesellschaften. - Unveröff. Projektbericht im Auftrag Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 76 S.
- Waldert, R. (1990): Die Fauna des Lechtals - Anmerkungen zur Bedeutung für den Artenschutz und zur Bestandsituation ausgewählter Tierarten. - Schriften. LfU 99: 41-47.
- Waldert, R. (1991): Auswirkungen von wasserbaulichen Maßnahmen am Lech auf die Insektenfauna flußtypischer Biozönosen. - Augsburg Ökologische Schriften 2: 109-120.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

- Walentowski, H., Ewald, J., Fischer, A., Kölling, C. & Türk, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. - Freising, 441 S.
- Walentowski, H., Gulder, H.-J., Kölling, C., Ewald, J. & Türk, W. (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. - LWF-Berichte 32, 96 S.
- Walentowski, H., Müller, B. & Obermeier, E. (1994): Some remarks on the Leucobryo-Pinetum sylvestris MATUSZK. 1962 at its southwestern limit in Bavaria. - Thaiszia - J. Bot. Kosice 4: 81-98.
- Walentowski, H., Müller-Kroehling, S., Bergmeier, E., Bernhardt-Römermann, M., Gossner, M.M., Reif, A., Schulze, E.-D., Bußler, H., Strätz, C. & Adelmann, W. (2014): Faunal diversity of Fagus sylvatica forests: A regional and European perspective based on three indicator groups. - Ann. For. Res. 57(2): 215-231.
- Walsh, P.J., Day, K.R., Leather, S.R. & Smith, A. (1993): The influence of soil type and pine species on the Carabid community of a plantation forest with a history of Pine Beauty Moth infestation. - Forestry 66(2): 135-146.
- Wartenberg, D., Ferson, S. & Rohlf, F.J. (1987): Putting things in order: a critique of detrended correspondence analysis. - Amer. Nat. 129: 434-448.
- Wasner, U. (1974): Die Carabidae des Federeisegebietes. - Beih. Veröff. Landesstelle für Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ. 4: 135-161.
- Wasner, U. (1977): Die *Europhilus*-Arten des Federeisegebietes. Vergleichende Studien zur Ökologie sympatrischer Arten enger Verwandtschaft. - Diss. Univ. Tübingen, 316 S.
- Wasner, U. (1982): Artenhilfsprogramm Heidesandlaufkäfer. - Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz (Hrsg. LÖBF) Nr. 27, 4 S.
- Weber, A. (1997): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Laufkäfer in den Erlenuwäldern des Naturparks Frankenwald. - Unveröff. Diplomarb. Univ. Frankfurt/Main, 76 S. + Anh.
- Weber, F. (1965): Vergleichende Untersuchungen über das Verhalten von *Carabus*-Arten in Luftfeuchtigkeitsgefällen. - Z. Morph. Ökol. Tiere 55: 233-249.
- Weber, F. (1966): Zur Verbreitung von *Carabus irregularis* im Teutoburger Wald. - Entom. Bl. 62(1): 1-5.
- Weber, F. & Klenner, M. (1987): Life history phenomena and risk of extinction in a subpopulation of *Carabus auronitens*. - Acta Phytopath. Ent. Hung. 22(1-4): 521-528.
- Weber, F. & Weber, I. (1966): Wiederentdeckung des Laufkäfers *Carabus variolosus* F. im Arnberger Wald. - Natur u. Heimat 26: 69-71.
- Wehnert, A., Lehmann, B., Müller, M. & Wagner, S. (2010): Wirkungen einzelbaumweise eingemischter Trauben-Eichen (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) in Wäldern der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) auf die Arthropodenfauna unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer (Carabidae). - AFJZ 181 (7/8): 133-143.
- Weichselbaumer, E. (2003): Käferfunde aus dem Landkreis Neuburg-Schrobenhausen und Umgebung (Teil 1). - Nachr.bl. Bayer. Ent. 52(1/2): 24-34.
- Weidemann, G. (1971): Zur Biologie von *Pterostichus metallicus*. - Faun.-Ökol. Mitt. 4: 30-36.
- Weigel, A. (1996): Untersuchungen zur Holzkäferfauna (Coleoptera xylobionta) des Mittelwaldes im NSG „Gottesholz“ bei Arnstadt (Thüringen). Insecta 4: 58-79.
- Weigel, A. & Apfel, W. (2011): Käfer im Nationalpark Hainich. Eine Käferfauna unter besonderer Berücksichtigung der Holzkäfer. - Erforschen 2, 147 S. + Anh.
- Weigmann, G. & Wohlgemuth-von Reiche, D. (1999): Vergleichende Betrachtungen zu den Überflutungsstrategien von Bodentieren im Überflutungsbereich von Tieflandauen. - Limn. aktuell 9: 229-240.
- Weise, R., Druselmann, S. & Klapkarek, N. (1997): Das Naturschutzgebiet „Keular Wald“ - ein wertvoller Rotbuchen-Plenterwald in Nordthüringen. - Artenschutzreport 7: 8-15.
- Weiß, I. (1995): Siedlungsstrategien der Spinnen und Weberknechte in naturnahen Waldgesellschaften des Nationalparks Bayerischer Wald, unter besonderer Berücksichtigung der Walddynamik (Endbericht). - Unveröff. Gutachten im Auftr. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, 228 S. + Anh.
- Weiß, I. (2001a): Spinnen und Weberknechte in Hochmooren des Nationalparks Bayerischer Wald. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald und Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 24 S. + Anh.
- Weiß, I. (2001b): Zur Spinnenfauna im Hochmoor Schönramer Filz. Zwischenbericht 2001. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 16 S. + Anh.
- Weiß, I. (2003): Spinnen und Weberknechte repräsentativer Hoch- und Übergangsmoore des FFH-Gebietes 6844-302 „Großer und Kleiner Arber“. - Unveröff. Endbericht im Auftr. Forstdirektion Regensburg, 22 S. + Anh.
- Welsch, A. (1995): Erhebungen zur Insektenfauna im NSG/Ehem. TÜP „Tennenloher Forst“. Laufkäfer, 24 S. (Auszug aus unveröff. Gutachten).
- Welsch, A. (1996): Bestandserfassung und Auswertung der Laufkäferfauna einer Binnendüne im Sebalder Reichswald. unveröff. Bericht.
- Wells, W. (1985): Waldgesellschaften im Nördlichen Steigerwald. - Diss. Bot. 83: 174 S. + Anh.
- Werner, H. (2005): Zusammensetzung und Aussagekraft von Carabiden-Synusien auf Natura 2000-LRT-Flächen in Hochmooren im FFH-Gebiet 8228-301 „Kempter Wald mit oberem Rottachtal“ - Unveröff. Diplomarb. FH Weihenstephan, 143 S.
- Werner, K. (1987): Zum Vorkommen von besonders geschützten Käfern im Altlandkreis Schongau (Bayern). - Ent. Z. 97: 269-272.
- Werner, S.M. & Raffa, K.F. (2000): Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed hardwood forests of the Great Lakes Region. - Forest Ecol. Manage. 139: 135-155.
- Weseloh, R.M. (1996): Rearing the cannibalistic larvae of *Calosoma sycophanta* in groups. - J. Entomol. Sci. 31(1): 33-38.
- Weseloh, R.M. (1997): Orientation of *Calosoma sycophanta* in forests: insights from visual responses to objects. - Canadian Entomologist 129(2): 347-354.
- Weseloh, R.M. (1985a): Predation by *Calosoma sycophanta*: evidence for a large impact on Gypsy Moth (*Lymantria dispar*) pupae. - Canadian Entomologist 117: 1117-1126.
- Weseloh, R.M. (1985b): Changes in population size, dispersal behavior, and reproduction of *Calosoma sycophanta*, associated with changes in Gypsy Moth (*Lymantria dispar*) abundance. - Environ. Entomol. 14(3): 370-377.
- Weseloh, R.M. (1988): Prey preferences of *Calosoma sycophanta* larvae and relationship of prey consumption to predator size. - Canadian Entomologist 120: 873-880.
- Weseloh, R.M. (1990): Experimental forest releases of *Calosoma sycophanta* against the Gypsy Moth. - J. Econ. Entomol. 83(6): 2229-2234.
- Weseloh, R.M. (1993): Adult feeding affects fecundity of the predator *Calosoma sycophanta*. - Entomophaga 38(4): 435-439.
- Weseloh, R.M., Gernon, G., Butler, L., Feuster, R., McCullough, D. & Stehr, F. (1995): Releases of *Calosoma sycophanta* near the edge of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) distribution. - Environ. Entomol. 24 (6): 1713-1717.
- Westhoff, F. (1882): Die Käfer Westfalens. I. Abtheilung. - Suppl. Verh. Naturhist. Ver. Preuss. Rheinl. u. Westf. Suppl. 38: I-XXVIII, S. 1-140, 1881 und Suppl. 38, S. 141-323, 1882.
- Whitaker, R.H. (1962): Classification of natural communities. - The Botanical Review 28: 1-239.
- Whitehouse, N.J. (1997): Insect faunas associated with *Pinus sylvestris* from the Mid-Holocene of the Humberhead Levels, Yorkshire, UK. - Quat. Proc. 5: 293-303.
- Whitehouse, N.J. (2006): The Holocene British and Irish ancient forest fossil beetle fauna: implications for forest history, biodiversity and faunal colonisation. - Quatern. Sci. Reviews 25: 1755-1789.
- Wiens, J.A. & Milne, B.T. (1989): Scaling of „landscapes“ in landscape ecology, or: landscape ecology from a beetle's perspective. - Landscape Ecology 3: 87-96.
- Wikars, L.-O. (1997a): Effects of forest fires and ecology of fire-adapted insects. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 272. - Acta Universitatis Uppsaliensis, 35 S.
- Wikars, L.-O. (1997b): Skogsbränder och insekter (Forest fires and insects). - Entomologisk Tidskrift 113 (4): 1-11.
- Wikars, L.-O. & Schimmel, J. (2001): Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. - For. Ecol. Management 141(3): 189-200.
- Wildi, O., Keller, W., Kuhn, N., Krüsi, B.O., Schütz, M. & Wohlgemuth, T. (1995): Revision der Waldgesellschaften der Schweiz: die Analyse einer nicht-systematischen Datenbasis. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 10: 37-48.
- Williams, C.D. & Gormally, M.J. (2010): The effects of blanket bog management on ground beetles with particular reference to the threatened *Carabus clathratus*. - Irish Wildlife Manuals 47, 54 S. + Anh.
- Williams, G. (1959): Seasonal and diurnal activity of Carabidae, with particular reference to *Nebria*, *Notiophilus* and *Feronia*. - J. Anim. Ecol. 28: 309-330.
- Williams, S.A. (1997): *Tachys walkerianus* SHARP, a patio beetle? - The Coleopterist 6: 47.
- Wiims, B. (1961): Untersuchungen zur Bodenkäferfauna in drei pflanzensoziologischen unterschiedenen Wäldern der Umgebung Münsters. - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 23(1): 1-15.
- Wimmer, B. (1996): 'Fluctuating asymmetry' als Indikator für Regenerationsprozesse in einem renaturierten Hochmoor [am Beispiel der Ameisen und Laufkäfer in den Hochrünst- und Abgebrannten Filzen]. - Unveröff. Diplomarb. LMU München, 71 + Anh.
- Winter, K. (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kieferforsten. III. Laufkäfer. - Forstwiss. Centralbl. 5-6: 356-365.
- Winter, K. (2001): Zur Arthropodenfauna in niedersächsischen Douglasienforsten. I. - Reinbestände in der Ostheide und im Solling. - Forst u. Holz 56: 355-362.
- Winter, K., Altmüller, R., Hartmann, P. & Schaueremann, J. (1977): Forschungsprojekt Waldbrandfolgen: Populationsdynamik der Invertebratenfauna in Kieferforsten der Lüneburger Heide. - Verh. Ges. Ökol. (Göttingen 1976): 225-234.
- Winter, K., Düweke, P., Schaefer, M. & Schaueremann, J. (1983): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kieferforsten der Südheide. - Verh. Ges. Ökol. 10 (Mainz 1981): 57-61.
- Winter, K., Finch, O.-D. & Glatz, K. (2001): Zur Arthropodenfauna in niedersächsischen Douglasienforsten. II. Mischbestände im Flachland. - Forst u. Holz 56: 720-726.
- Winter, K., Schaueremann, J. & Schaefer, M. (1980): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kieferforsten. - I. Methoden und allgemeiner Überblick. - Forstwiss. Cbl. 99: 324-340.
- Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. - Diss. TU Dresden, 311 S. + Anh.
- Winter, S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. - Forstarchiv 77: 94-101.
- Wirthumer, J. (1975): Die Bemidien Oberösterreichs. - Beitr. Landeskd. Oberösterreich, Naturwiss. Reihe II/1. - Linz, 122 S. + Anh.
- Witzgall, K. (1955): Beachtenswerte Koleopterenfunde aus Südbayern und den angrenzenden Kalkalpen. - Nachrichtenbl. bayer. Ent. 4(4): 33.
- Wohland, W. (1989): Der Dürnbucher Forst. - Naturwiss. Z. f. Niederbay. 31: 151.
- Wolf, A. (1991): Kartierung und Zustandserfassung der Moorflächen im Gebiet des Staatlichen Forstamtes Bodenmais. - Unveröff. Diplomarb. LMU München, Forstwiss. Fak., 142 S. + Anh.
- Wolf, E. (1935-1938): Beiträge zur Coleopterenfauna der Freiburger Bucht und des Kaiserstuhls. - II und III. - Mitt. bad. Landesver. Naturkde. N.F. 3: 190-196, 219-223, 262-270.
- Wolf-Schwenninger, K. & Schwenninger, H.R. (1992): Beitrag zur Käferfauna Baden-Württembergs: Carabidae (Laufkäfer). - Mitt. ent. Ver. Stuttg. 27: 88-106.
- Wrase, D. W. (1979): Über zwei Funde von *Carabus intricatus* L. im Darß. - Ent. Nachr. 23: 46-47.
- Wrase, D. W. & Paill, W. (1998): Charakterisierung und Unterscheidung von *Harpalus rubripes* (DUFTSCHMID, 1812) und *H. marginellus* DEJEAN, 1829. - Angew. Carabidol. 1: 95-98.
- Zehender, M. (1985): Die Reliktforstwälder im oberbayerischen Hochgebirge - Schutzfunktion in Gefahr. - Schriftenr. Bayer. Forstverein H 6: 155-165.
- Zehlius-Eckert, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung: Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. - Laufener Seminarbeitr. 8/98: 9-32.
- Zerbe, S. (1999): Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessart mit Vorschlägen zu deren zukünftigen Entwicklung. - Mitt. Naturwiss. Mus. Stadt Aschaffenburg 19: 3-354.
- Zerche, L. (1981): *Carabus irregularis* n. sp. neu für den Bezirk Karl-Marx-Stadt. - Ent. Nachr. 1981/6: 93.
- Zetto Brandmayr, T. (1990): Spermophagous (seed-eating) ground beetles: first comparison of the diet and ecology of the Harpalinae genera *Harpalus* and *Ophonus*. - In: Stork, N. (Hrsg.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies: 307-316.
- Zimmermann, L., Rötzer, T., Hera, U., Maier, H., Schulz, C. & Kölling, C. (2007): in: Matzarakis, A. & Mayer, H. (Hrsg.): Konzept für die Erstellung neuer hochaufgelöster Klimakarten für die Wälder Bayerns als Bestandteil eines forstlichen Standortinformationssystems. - Proc. 6. Fachtag. BIOMET/Ber. Meteorol. Inst Univ. Freiburg 16: 152 - 159.
- Zinner, F. (2005): Naturschutzfachliches Monitoring im Freistaat Sachsen. Eine Konzeption und deren beispielhafte Umsetzung in der Königsbrucker Heide unter besonderer Berücksichtigung von Laufkäfern, Heuschrecken und Tagfaltern. - Diss. Univ. Bremen, 284 S.
- Zollner, A. (1994): Moorkarte und Gewässerkarte Fichtelseemoor. - Unveröff. Kartierung der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- Zollner, A., Ewald, J. & Ketterer, K. (2001): Die Abhängigkeit der Vegetation eines südostbayerischen Hochmoores von Entwässerung und sekundärer Bewaldung. - Telma 31. 231-247.
- Zollner, A., Nüsslein, S. & Zander, J. (1995): Untersuchung zur Renaturierung von bewaldeten Moorflächen. - Telma 25: 203-216.
- Zörner, M. (2003): Untersuchungen zur xylobionten Käferfauna an der Stieleiche (*Quercus robur* L.), unter besonderer Berücksichtigung des Gesundheitszustandes der Bäume und der Höhenexposition. - Diss. Univ. Hamburg, 169 S. + Anh.
- Zulka, K.P. (1994a): Carabids in a Central European floodplain: species distribution and survival during inundation. - in: Desender, K. et al. (Hrsg.): Carabid beetles: Ecology and Evolution: S. 399-405.
- Zulka, K.P. (1994b): Natürliche Hochwasserdynamik als Voraussetzung für das Vorkommen seltener Laufkäferarten. - Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmus. 8: 203-215.
- Zulka, K.-P. & Paill, W. (2006): *Carabus menetriesi pacholei* SOKOLAR, 1911 in Österreich. - Angew. Carabidol. Suppl. 4: 87-92.
- Zumpt, F. (1931): Die Koleopterenfauna des Steppenheidebiotops von Bellinchen und Oderberg (Fauna marchica). - Beitr. Naturdenkmalpflege 14: 361-449.

Danksagungen

Ohne die Unterstützung zahlreicher Kolleginnen und Kollegen wäre die Realisierung dieser Arbeit nicht möglich gewesen.

Den Kollegen Dr. Ingmar Weiß, Alfred Ringler, Helmut Franz, Alois Zollner, Dr. Roland Molenda (†), Prof. Dr. W. Scherzinger, Prof. Dr. Roland Gerstmeier, Dr. Christian Kölling und weiteren Kollegen an der LWF möchte ich für fruchtbare Gespräche und Diskussionen zu Waldgesellschaften, Mooren und Naturwaldreservaten, Gebietsinformationen und Hinweise für die Auswahl von Probestellen, oder aber Gespräche zur bayerischen Faunistik danken.

Die folgenden Kollegen stellten mir in großzügiger und liebenswürdiger Weise Daten aus eigenen Untersuchungen zur Verfügung: Hubert Anwander, Dr. Martin Baehr, Axel Beutler, Markus Bräu, Dr. Heinz Bußler, Reiner Büttner, Klaus Demuth, Almut Kroehling, Othmar Fischer-Leipold und Dorothee Leipold, Peter Hartmann, Wolfgang Lorenz, Cornelia Siuda, Helmut Stumpf, Dr. Hans Utschick, Dr. Peter Miotk, Andreas Niedling, Peter Krämer (Regierung von Unterfranken), Bernd-Ulrich Rudolph, Wolfgang Paill, sowie für Vergleiche außerhalb Bayerns Rolf Peschel und Heiko Sparmberg und Professor Dr. W. Waitzbauer (Wien). Im Rahmen gemeinsamer Projektdurchführung wurden mit allen bayerischen Großschutzgebieten zusammengearbeitet, wofür den zuständigen Kollegen (stellvertretend hier Herrn H. Franz, K.F. Sinner, Herr Dr. C. Bässler, Herrn M. Geier und Frau Dr. D. Pokorny) Dank ausgesprochen wird.

Die Werkvertragsnehmer Dr. Ingmar Weiß, Michael-Andreas Fritze, Alexandra Schuster und Jens Brehm bearbeiteten zuverlässig und in enger Zusammenarbeit mit mir ausgewählte Probeflächen in Naturwaldreservaten. Georg Knipfer, Hans Eicher (†), Gustl Schellmoser von der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Josef Wehner von der Biosphärenreservatsverwaltung Rhön, Christian Lücke und Hubert Anton (Bundesforstamt Grafenwöhr) und Frau Ursula Rexer vom Landesamt für Wasserwirtschaft sowie Frank Kroll (stellvertretend für die Waldklimastations-Kollegen und -Betreuern) betreuten im Rahmen ihrer Arbeit in ihren Gebieten die Bodenfallen und leisteten mir dadurch eine unschätzbare Unterstützung. Dank gebührt auch „meinen“ Diplomanden und Diplomandinnen Johannes Burmeister, Yvonne Mayer, Sascha Koch, Roland Hammerl, Annika Grewe, Dagmar Frick, Daniela Edinger, Angela Rothmoser, Georg Hohmann, Solveig Mordstein und Heike Werner, sowie Prof. Dr. Peter Miotk und Prof. Dr. Roland Gerstmeier für deren Co-Betreuung.

Für die Überprüfungen schwierig bestimmbarer Exemplare, kritischer oder faunistisch bemerkenswerter Arten und die Bestimmung einiger Laufkäfer-Larven bin ich den Kollegen Dr. Wolfgang Paill, Dr. Martin Baehr, Dr. Matthias Kaiser, Dr. Charles Huber, Karsten Hannig und Peter Schäfer zu Dank verpflichtet. Almut Kroehling und Dr. Helge Walentowski unterstützten mich bei der Determination schwierig bestimmbarer Pflanzen der Untersuchungsflächen.

Mein Vater Dr. Helmut Müller (Paderborn) übersetzte mir einige Arbeiten aus dem Französischen und Italienischen, und programmierte einige Datentransformationen. Monika Kosinska und Dr. Bernadett Bartha übersetzten einige Texte aus dem Polnischen bzw. Ungarischen. Herr Holger Holland-Moritz (LWF) unterstützte die statistischen Auswertungen durch fruchtbare Diskussionen und Programmierungen in SAS, und R. Kai Olvermann (Würzburg) programmierte einige für Datenbearbeitungen nützliche EXCEL-Tools nach meinen Vorgaben.

Das Kuratorium der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft ermöglichte die Durchführung des Kuratoriums-Projektes „V52“, in dessen Rahmen ein erheblicher Teil der eigenen Daten gewonnen wurde. Meinem Hochschullehrer und Themensteller Professor em.

Dr. Ulrich Ammer danke ich sehr herzlich für die Bereitschaft, das Promotionsprojekt zu betreuen, für sein Engagement und sein Vertrauen in mich. Professor Dr. Anton Fischer und Professor Dr. Dieter Barndt danke ich für die Bereitschaft zur Übernahme der Mitbetreuung. Herr Ministerialrat Wolfgang Sailer setzte sich seitens des Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten erfolgreich für das Hochmoorlaufkäfer-Forschungsprojekt im Rahmen der Managementplanung des Nationalparks Bayerischer Wald ein, in dessen Rahmen (u.a.) der dortige Erstnachweis dieser FFH-Art gelang.

Mein herzlicher Dank gebührt zu guter Letzt meiner Frau Almut Kroehling, für die ungezählten Stunden, die ich nach Feierabend über dem Binokular oder am PC verbringen durfte, und für die anregenden Diskussionen der Ansätze und Ergebnisse.

Artregister des Hauptteils

- Abax carinatus*: 89, 91, 95, 96, 97, 98, 99, 101, 102, 134, 144, 255, 256, 298
- Abax ovalis*: 56, 62, 63, 64, 67, 72, 76, 77, 78, 82, 134, 166, 167, 168, 211, 275, 276
- Abax*
parallelepipedus: 40, 56, 62, 64, 65, 66, 67, 72, 75, 76, 77, 78, 89, 109, 133, 134, 135, 144, 148, 150, 151, 153, 165, 166, 167, 189, 210, 211, 254, 287
- Abax parallelus*: 56, 73, 89, 90, 92, 95, 96, 97, 99, 101, 133, 135, 144, 166, 167, 168, 223
- Acupalpus dubius*: 195, 213, 214, 221, 226, 227, 298
- Acupalpus*
flavicollis: 195, 199, 200, 213, 214, 222
- Acupalpus*
luteatus: 213, 214, 222, 224
- Acupalpus*
meridianus: 57, 136, 145, 149, 151
- Acupalpus*
parvulus: 195, 199, 213, 214, 222
- Agonum*
antennarium: 301
- Agonum*
emarginatum: 167, 168, 189, 190, 191, 194, 195, 196, 197, 198
- Agonum ericeti*: 16, 209, 210, 211, 212, 213, 214, 219, 220, 221, 223, 225, 226, 227, 259, 260, 261, 273, 287, 288, 297, 298
- Agonum*
fuliginosum: 121, 166, 167, 189, 192, 194, 197, 198, 209, 210, 212
- Agonum gracile*: 178, 195, 197, 198, 200, 213, 214
- Agonum hypocrita*: 200, 261
- Agonum lugens*: 178, 190, 195, 197, 198, 201, 213, 214, 284
- Agonum*
marginatum: 136, 145
- Agonum micans*: 167, 169, 172, 174, 179, 181
- Agonum moestum* (agg.): 166, 167, 168, 169, 175, 189, 194
- Agonum muelleri*: 167, 169, 175, 179, 181, 184, 189, 229, 295
- Agonum piceum*: 190, 194, 197, 198
- Agonum scitulum*: 201, 299
- Agonum*
sexpunctatum: 133, 177, 178, 213, 214, 222, 226, 227
- Agonum thoreyi*: 178, 195, 197, 198, 199
- Agonum viduum*: 177, 178, 180, 182, 213, 214
- Agonum*
viridicupreum: 213, 214, 224
- Amara aenea*: 133, 134, 135, 146, 155, 168, 222
- Amara alpina*: 270, 285
- Amara apricaria*: 135, 136, 146, 155
- Amara aulica*: 145, 149, 151, 169, 176, 180, 182, 184
- Amara bifrons*: 134, 135, 136, 145, 149, 151, 155
- Amara communis* (agg.): 89, 90, 95, 133, 134, 144, 166, 168, 210
- Amara consularis*: 96, 135, 137, 146, 147, 150
- Amara convexior*: 89, 92, 96, 97, 99, 133, 145, 149, 151
- Amara cursitans*: 134, 136, 144, 149, 151, 152
- Amara curta*: 133, 136, 142, 144, 149, 151
- Amara equestris*: 135, 136, 145, 149, 151, 155, 222
- Amara erratica*: 120
- Amara eurynota*: 136, 145, 149, 151
- Amara famelica*: 213, 214, 222, 226, 227
- Amara familiaris*: 133, 144, 149, 151
- Amara fulva*: 135, 136, 145, 155
- Amara fusca*: 90, 95, 101
- Amara infima*: 156, 157
- Amara ingenua*: 135, 146, 155
- Amara lunicollis*: 122, 133, 144, 149, 151, 195, 210, 211, 213, 214, 222, 226, 227
- Amara makolskii*: 95, 97, 99, 210, 212, 216, 221, 297
- Amara montivaga*: 137, 154
- Amara municipalis*: 96, 135, 137, 146, 154, 155
- Amara nigricornis*: 109, 110, 111, 114, 116, 117, 118, 121, 125, 158
- Amara nitida*: 301
- Amara ovata*: 90, 96, 137, 144
- Amara plebeja*: 96, 133, 136, 145, 149, 151, 304
- Amara pulpani*: 134, 136, 141, 144, 148, 150, 151, 158, 159, 294, 297, 299, 301
- Amara quenseli*: 287
- Amara schimperii*: 169, 179, 181, 185
- Amara similata*: 168, 169, 179, 181
- Amara spreta*: 137
- Amara tibialis*: 135, 146, 155
- Anchomenus*
dorsalis: 169, 172, 176, 179, 181, 184
- Anisodactylus*
binotatus: 133, 134, 145, 184, 211, 222, 226, 227, 246
- Anisodactylus*
nemorivagus: 229, 290
- Anisodactylus*
signatus: 212, 213, 214, 224
- Aptinus bombardia*: 15, 16, 56, 57, 61, 63, 65, 249
- Asaphidion*
austriacum: 167, 169, 172, 175, 177, 180, 182

<i>Asaphidion curtum</i> : 57, 73, 74, 77, 78, 79, 168	<i>Bembidion doderoi</i> : 185	<i>Bembidion</i> <i>tetracolum</i> : 167, 169, 172, 174, 179, 181, 183, 184	138, 146, 147, 150
<i>Asaphidion</i> <i>flavipes</i> : 13, 167, 169, 174, 176, 291	<i>Bembidion</i> 134, 136, 146, 147, 155, 156, 169, 179, 182	<i>Bembidion tibiale</i> : 73, 81, 168, 169, 176, 180, 182	<i>Calosoma</i> <i>inquisitor</i> : 89, 92, 95, 97, 98, 99, 102, 103, 144, 287, 291, 292, 293, 294
<i>Asaphidion stierlini</i> : 301	<i>Bembidion guttula</i> : 168, 197, 198	<i>Bembidion varium</i> : 169, 180, 182, 190, 194	<i>Calosoma</i> <i>sycophanta</i> : 89, 285, 287, 288, 292, 293, 298, 303, 305
<i>Badister bullatus</i> : 90, 169, 175, 179, 181	<i>Bembidion</i> <i>humerale</i> : 62, 211, 213, 214, 219, 221, 223, 226, 227, 229, 259, 296	<i>Bradycellus</i> <i>caucasicus</i> : 122, 136, 145, 155	<i>Carabus arvensis</i> : 100, 101, 109, 111, 114, 116, 117, 118, 121, 122, 134, 135, 153, 154, 156, 210, 211, 222, 258, 260, 261, 303
<i>Badister dilatatus</i> : 190, 194, 197, 198, 201	<i>Bembidion illigeri</i> : 169, 180, 182, 213, 214, 224	<i>Bradycellus</i> <i>harpalinus</i> : 112	
<i>Badister</i> <i>lacertosus</i> : 168, 169, 176, 179, 181, 236	<i>Bembidion</i> <i>incognitum</i> : 169, 179, 181	<i>Bradycellus</i> <i>ruficollis</i> : 213, 214, 219, 222, 226, 227, 229, 258	
<i>Badister</i> <i>meridionalis</i> : 169, 179, 181	<i>Bembidion</i> <i>lampros</i> : 90, 133, 134, 144, 149, 151, 168, 175, 184	<i>Bradycellus</i> <i>verbasci</i> : 136, 137, 146, 149, 151	<i>Carabus auratus</i> : 73, 74, 77, 78, 79, 82, 265, 289
<i>Badister peltatus</i> : 190, 194, 197, 198, 200	<i>Bembidion</i> <i>lunulatum</i> : 169, 176, 195	<i>Brosca</i> <i>cephalotes</i> : 134, 136, 145, 155	<i>Carabus</i> <i>auronitens</i> : 56, 57, 61, 62, 63, 64, 72, 89, 109, 133, 134, 145, 166, 167, 210, 284, 292, 303, 305
<i>Badister sodalis</i> : 169, 175, 189, 197, 198	<i>Bembidion</i> <i>mannerheimii</i> : 90, 167, 189, 190, 194, 197, 198	<i>Calathus</i> <i>ambiguus</i> : 96, 135, 146, 155	<i>Carabus</i> <i>cancellatus</i> : 94, 97, 99, 134, 137, 293
<i>Badister</i> <i>unipustulatus</i> : 190, 191, 194, 197, 198, 201	<i>Bembidion milleri</i> : 111	<i>Calathus cinctus</i> : 96, 135, 146, 155	
<i>Bembidion</i> <i>articulatum</i> : 213, 214, 221, 226, 227, 229	<i>Bembidion</i> <i>monticola</i> : 169, 179, 181	<i>Calathus erratus</i> : 133, 134, 135, 136, 143, 145, 155, 222, 291, 303	
<i>Bembidion</i> <i>biguttatum</i> : 168, 169, 176, 179, 181	<i>Bembidion</i> <i>nigricorne</i> : 156, 157, 229, 285, 294	<i>Calathus fuscipes</i> : 133, 135, 142, 145, 149, 151, 195	<i>Carabus clatratus</i> : 257, 269, 292
<i>Bembidion</i> <i>bruxellense</i> : 168, 169, 180, 182	<i>Bembidion</i> <i>obliquum</i> : 169, 179, 181	<i>Calathus</i> <i>melanocephalus</i> : 136, 145, 155	<i>Carabus convexus</i> : 96, 133, 135, 136, 137, 139, 144, 147, 150, 153, 154, 159
<i>Bembidion</i> <i>cruciatum bualei</i> : 169, 179	<i>Bembidion</i> <i>properans</i> : 133, 144, 149, 151, 168, 169, 176, 179, 181, 184	<i>Calathus</i> <i>micropterus</i> : 109, 110, 111, 112, 113, 116, 117, 118, 122, 123, 132, 146, 147, 148, 150, 153, 209	<i>Carabus coriaceus</i> : 56, 64, 65, 73, 76, 89, 109, 132, 133, 134, 135, 153, 166, 167, 168, 189, 300
<i>Bembidion</i> <i>decoratum</i> : 168, 169, 174, 179, 181	<i>Bembidion</i> <i>punctulatum</i> : 169, 175, 179, 182	<i>Calathus</i> <i>rotundicollis</i> : 16, 135, 146, 155	<i>Carabus glabratus</i> : 56, 62, 64, 65, 73, 109, 112, 123, 133, 210, 291, 292, 301, 304
<i>Bembidion</i> <i>decorum</i> : 180, 182	<i>Bembidion</i> <i>quadrinaculatu</i> <i>m</i> : 177	<i>Calodromius</i> <i>bifasciatus</i> : 289, 291	<i>Carabus</i> <i>granulatus</i> : 9, 89, 165, 166, 167, 171, 178, 181, 189, 190, 194, 197, 198,
<i>Bembidion</i> <i>deletum</i> : 81, 133, 166, 168, 173, 176, 180, 182	<i>Bembidion</i> <i>schueppelii</i> : 169, 175, 179, 181	<i>Calodromius</i> <i>spilotus</i> : 96, 135,	
<i>Bembidion</i> <i>dentellum</i> : 169, 175, 179, 181	<i>Bembidion</i> <i>stephensii</i> : 111		

262, 291, 292, 298	124, 134, 223, 224, 267	109, 133, 135, 153, 210	197, 198, 223, 301
<i>Carabus hortensis</i> :	<i>Carabus ulrichii</i> :	<i>Cylindera arenaria</i> :	<i>Elaphrus riparius</i> :
73, 95, 109, 112, 166, 211, 223, 290, 291, 301	14, 66, 90, 95, 97, 99, 100, 102	18, 297	136, 146, 147, 155
<i>Carabus intricatus</i> :	<i>Carabus variolosus</i>	<i>Cymindis</i>	<i>Elaphrus</i>
8, 56, 60, 63, 65, 67, 68, 101, 120, 153, 268, 293, 300, 301, 302, 305	<i>nodulosus</i> : 173, 185, 293	<i>humeralis</i> : 136, 137, 141, 144, 148, 150, 151, 153, 158, 159	<i>uliginosus</i> : 194, 199, 200, 301
<i>Carabus</i>	<i>Carabus violaceus</i>	<i>Cymindis</i>	<i>Epaphius rivularis</i> :
<i>irregularis</i> : 16, 43, 44, 48, 62, 68, 73, 75, 76, 77, 78, 80, 81, 82, 83, 263, 268, 286, 289, 291, 305	(s.l.): 56, 57	<i>macularis</i> : 135, 136, 146, 155	210, 212, 213, 214, 216, 221, 225, 227, 230, 261, 285, 288, 299, 300
<i>Carabus linnei</i> : 15, 56, 57, 60, 61, 62, 64, 65, 66, 67, 73, 109, 120, 123, 210	<i>Carabus violaceus</i>	<i>Cymindis</i>	<i>Epaphius secalis</i> :
<i>Carabus</i>	<i>purpurascens</i> :	<i>vaporariorum</i> :	122, 166, 168, 169, 176, 178, 189, 197, 198, 222
<i>menetriesi</i> : 14, 15, 18, 34, 209, 210, 211, 212, 213, 214, 216, 217, 221, 225, 227, 230, 256, 271, 272, 273, 289, 290, 291, 294, 296, 297, 298, 299, 300, 303, 304, 305	57, 95, 132, 134, 135, 137, 139, 146, 147, 153, 154	159, 211, 212, 213, 214, 222, 226, 227	122, 166, 168, 169, 176, 178, 189, 197, 198, 222
<i>Carabus monilis</i> :	<i>Chlaenius</i>	<i>Demetrius</i>	<i>Harpalus affinis</i> :
15, 89, 92, 95, 97, 99, 102, 144, 290	<i>nigricornis</i> : 195, 199	<i>atricapillus</i> : 195, 199	133, 134, 136, 145, 155
<i>Carabus</i>	<i>Chlaenius</i>	<i>Demetrius</i>	<i>Harpalus anxius</i> :
<i>nemoralis</i> : 56, 72, 89, 92, 95, 96, 97, 99, 109, 132, 133, 135, 144, 166, 167	<i>sulcicollis</i> : 200	<i>imperialis</i> : 195, 199	134, 135, 136, 145, 155
<i>Carabus</i>	<i>Chlaenius vestitus</i> :	<i>Diachromus</i>	<i>Harpalus atratus</i> :
<i>problematicus</i> :	169, 179, 181	<i>germanus</i> : 8, 62, 112, 304	57, 73, 74, 75, 77, 78, 79, 81, 101
14, 18, 49, 65, 95, 132, 133, 135, 140, 144, 147, 150, 210, 254, 304	<i>Cicindela</i>	<i>Dromius agilis</i> : 56, 57, 62, 145	101
<i>Carabus scheidleri</i> :	<i>campestris</i> : 158, 211, 213, 214, 222, 226, 227, 260, 284, 296	<i>Dromius</i>	<i>Harpalus</i>
57, 73, 77, 78, 79, 284, 290	<i>Cicindela hybrida</i> :	<i>fenestratus</i> : 56, 57, 110, 111, 117, 118, 123	<i>autumnalis</i> : 134, 136, 145, 155
<i>Carabus sylvestris</i> :	134, 135, 136, 145, 155, 222, 284	<i>Dromius</i>	<i>Harpalus</i>
15, 56, 109, 110, 111, 113, 116, 117, 118, 120, 121, 122, 123,	<i>Cicindela sylvatica</i> :	<i>quadrifasciatus</i> :	<i>distinguendus</i> :
	49, 136, 145, 150, 155, 159, 213, 214, 222, 224, 258	57, 73, 169	134, 136, 146, 149, 151
	<i>Cicindela sylvicola</i> :	<i>Dromius</i>	<i>Harpalus</i>
	111, 136, 146, 155	<i>schneideri</i> : 137, 153	<i>flavescens</i> : 134, 136, 146, 155
	<i>Clivina collaris</i> :	<i>Dyschirius aeneus</i> :	<i>Harpalus griseus</i> :
	168, 169, 174, 179, 181	195, 199	112, 134, 136, 146, 155
	<i>Clivina fossor</i> : 167, 169, 175, 178, 181, 184, 222	<i>Dyschirius</i>	<i>Harpalus laevipes</i> :
	<i>Cychrus</i>	<i>globosus</i> : 122, 133, 167, 177, 178, 184, 189, 194, 211, 213, 214, 222, 226, 227	73, 109, 112, 133, 145, 149, 151, 275
	<i>attenuatus</i> : 56, 57, 61, 62, 63, 64, 72, 76, 109, 119, 134, 167, 268	<i>Elaphropus</i>	<i>Harpalus latus</i> : 89, 96, 97, 99, 133, 134, 144, 222
	<i>Cychrus</i>	<i>quadrisignatus</i> :	134, 144, 222
	<i>caraboides</i> : 14, 56, 73, 75, 82,	169, 175, 179	<i>Harpalus</i>
		<i>Elaphropus</i>	<i>luteicornis</i> : 176, 180, 181
		<i>walkerianus</i> :	180, 181
		213, 214, 219, 221, 223, 226, 227, 229	<i>Harpalus</i>
		<i>Elaphrus aureus</i> :	<i>picipennis</i> : 135, 146, 150
		168, 169, 172, 174, 179, 181, 291	<i>Harpalus</i>
		<i>Elaphrus cupreus</i> :	<i>progrediens</i> :
		166, 167, 168, 176, 181, 189,	169, 175, 179, 181
			<i>Harpalus pumilus</i> :
			90, 95, 101, 135, 146, 155

114, 116, 117, 118, 121, 123, 134	194, 195, 197, 198, 210, 213, 214, 223	272, 273, 292, 295, 298, 302, 303	<i>Trechus alpicola</i> : 15, 36, 37, 109, 110, 111, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 123, 124, 209, 210, 212, 221, 225, 227, 289
<i>Pterostichus</i> <i>anthracinus</i> : 73, 167, 169, 175, 178, 181, 189, 197, 198	<i>Pterostichus</i> <i>negligens</i> : 292, 296	<i>Pterostichus</i> <i>selmanni</i> : 67, 263, 304	<i>Trechus</i> <i>amplicollis</i> : 300
<i>Pterostichus</i> <i>aterrimus</i> : 200, 291	<i>Pterostichus niger</i> : 72, 82, 89, 98, 109, 132, 133, 135, 165, 166, 167, 189, 223	<i>Pterostichus</i> <i>strenuus</i> : 133, 165, 166, 167, 169, 176, 178, 181, 189, 222	<i>Trechus</i> <i>montanellus</i> : 230
<i>Pterostichus</i> <i>burmeisteri</i> : 56, 57, 59, 62, 63, 64, 67, 72, 76, 82, 109, 133, 134, 166, 167, 223	<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.): 133, 165, 166, 167, 168, 189, 190, 194, 209, 210, 211, 221	<i>Pterostichus</i> <i>transversalis</i> : 62, 73, 75, 76, 77, 78, 80, 81, 82, 83	<i>Trechus nigrinus</i> : 66, 297
<i>Pterostichus</i> <i>cristatus</i> : 275	<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.): 133, 166, 167, 168, 176, 180, 182, 189, 222	<i>Pterostichus</i> <i>unctulatus</i> : 18, 57, 61, 62, 64, 65, 66, 67, 112, 121, 123, 124	<i>Trechus obtusus</i> : 167, 169, 174, 180, 182, 222, 292
<i>Pterostichus</i> <i>diligens</i> : 167, 189, 195, 209, 210, 211, 212, 213, 214, 215, 216, 221, 223, 224, 226, 228, 248, 258, 271, 272, 273	<i>Pterostichus</i> <i>oblongo-</i> <i>punctatus</i> : 56, 62, 72, 89, 97, 101, 132, 133, 135, 153, 154, 165, 166, 167, 168, 189, 209, 210, 211, 223, 271, 272	<i>Pterostichus</i> <i>vernalis</i> : 133, 169, 177, 211, 213, 214, 221, 226, 227	<i>Trechus pilisensis</i> : 167, 173, 176, 180, 182, 185, 212, 221
<i>Pterostichus</i> <i>fasciato-</i> <i>punctatus</i> : 73, 75, 81, 166, 167, 176, 289	<i>Pterostichus</i> <i>ovoideus</i> : 89, 92, 95, 96, 97, 99, 144	<i>Sericoda</i> <i>quadripunctata</i> : 18, 49, 151, 152	<i>Trechus</i> <i>quadristriatus</i> : 89, 133, 166, 184
<i>Pterostichus</i> <i>gracilis</i> : 169, 177, 179, 181, 190	<i>Pterostichus</i> <i>pumilio</i> : 73, 109, 110, 111, 113, 116, 117, 118, 120, 122, 123, 209, 210, 223	<i>Stenolophus</i> <i>mixtus</i> : 169, 195, 199, 222	<i>Trechus</i> <i>rotundipennis</i> : 82
<i>Pterostichus</i> <i>madidus</i> : 15, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 82, 168	<i>Pterostichus</i> <i>quadrifoveolatus</i> : 96, 133, 136, 142, 144, 148, 149, 151, 158, 159, 258	<i>Stenolophus</i> <i>teutonius</i> : 62, 112	<i>Trechus rubens</i> : 117, 118, 123, 190
<i>Pterostichus</i> <i>melanarius</i> : 89, 90, 93, 95, 97, 98, 99, 133, 166, 167, 169, 175, 184, 263, 272, 298	<i>Pterostichus</i> <i>rhaeticus</i> : 121, 167, 178, 189, 195, 209, 210, 211, 212, 213, 214, 221, 224, 226, 258, 271,	<i>Stomis pumicatus</i> : 169, 175, 179, 181	<i>Trechus</i> <i>splendens</i> : 109, 110, 114, 117, 118, 121, 122, 123, 124, 209, 210, 212, 221, 225, 227, 228, 230, 271, 272, 273
<i>Pterostichus</i> <i>melas</i> : 89, 94, 96, 97, 99, 101, 103, 144		<i>Syntomus</i> <i>foveatus</i> : 134, 135, 136, 143, 145, 155, 156, 157, 222	<i>Trichocellus</i> <i>placidus</i> : 200
<i>Pterostichus minor</i> : 167, 189, 192,		<i>Syntomus</i> <i>truncatellus</i> : 135, 146, 155	<i>Trichotichnus</i> <i>laevicollis</i> : 56, 57, 60, 62, 63, 64, 67, 73, 76, 80, 82, 109, 166, 167, 222
		<i>Synuchus nivalis</i> : 95, 97, 98, 99, 134	<i>Trichotichnus</i> <i>nitens</i> : 15, 56, 72, 73, 75, 77, 78, 89, 134, 145, 254
		<i>Tachyta nana</i> : 8, 73	
		<i>Trechoblemus</i> <i>micros</i> : 169, 175, 179, 181	

Anlagen

Anlage A.1.: Schlüssel

1. Habitattypenschlüssel
2. Habitatgruppenschlüssel: HTB
3. Habitatgruppenschlüssel: HTS

Anlage A.2.: Nomenklatur und Arealbeschränkungen, Abkürzungen

1. Nomenklatur (Wissenschaftliche Namen und Synonyme)
2. Arten mit Arealbeschränkungen
3. Abkürzungsverzeichnis
4. Glossar

Anlage A.3.: DCA-Ordinationsergebnisse

DCA-Grafik (HTB1), weitere Darstellungen

Arten-Biplots:

1. Buchenwälder
2. Schluchtwälder
3. Eichenwälder
4. Fichtenwälder
5. Kiefernwälder
6. Auwälder, Bruchwälder
7. Moorwälder

Anlage A.4.: Tabellen der Chi²-Testwerte

1. Buchenwälder
2. Schluchtwälder
3. Eichenwälder
4. Fichtenwälder
5. Kiefernwälder
6. Auwälder, Bruchwälder
7. Moorwälder

Anlage A.5.: Literaturreferenzierung

Anlage A.1. Schlüssel

A.1.1. Habitattypenschlüssel

Tabelle A.1.1.1. enthält den Habitattypenschlüssel sowie die Zuordnung dieser Habitattypen zu den Habitattypengruppe. Die Habitat-Obergruppen sind farbig abgesetzt. Leithabitate, auf denen die Auswertungen zu den Habitattypen basieren, sind fett hervorgehoben.

Die Tabelle enthält auch einige spezielle Habitaten und Habitatgruppen, die in den Auswertungen dieser Arbeit zu naturnahen Waldhabitaten nicht berücksichtigt, und im Datenbestand z.T. auch gar nicht vertreten sind (z.B. 280ff, 290ff, 850ff), um eine Verschlüsselung für zukünftige Erhebungen und die etwaige Anwendung durch Dritte zu erleichtern. Auch primärer Schwarzkiefernwald ist als Habitattyp enthalten, obwohl dieser nicht innerhalb der Grenzen Bayerns auftritt, um wie beim Schneeheide-Kiefernwald verfügbare Vergleichsdaten aus sicher primären Beständen dieses Waldtyps (aus Österreich) für zukünftige Untersuchungen bzw. Auswertungen nutzen zu können.

Tab. A.1.1.1. Habitat-Typen-Verschlüsselung und verwendete Abkürzungen (=Akr.); mit Angabe zur Habitatgruppen-Verschlüsselung; Eintrag 0: keine überlappungsfreie Übereinstimmung auf dieser Ebene

HT	Akr.	Habitattypen (Definitionen)	HTB	HTB	HTB	HTS	HTS	HTS
			1	2	3	1	2	3
100	BU	Buchenwälder	0	0	1	31	1	1
110	LF	Luzulo-Fagetum (Hainsimsen-Buchenwald)	1	1	1	1	1	1
111	LFH	Luzulo-Fagetum, Hügelland-Form	1	1	1	1	1	1
115	LFM	Luzulo-Fagetum, montane Form (einschließlich Bergmischwald)	1	1	1	1	1	1
118	LFE	LF mit dominierender Eiche (Hochwald)	30	13	8	1	1	1
120	AF	Asperulo-Fagetum (Waldmeister-Buchenwald) incl. Höhenformen und Aceri-Fagetum	3	3	1	2	1	1
121	AFH	AF, Hügelland-Form	3	3	1	2	1	1
122	AFE	AF/HF mit anthropogen dominierender Eiche (Hochwald)	30	13	8	2	1	1
123	AFM	Höhenform des AF und Aceri-Fagetum	3	3	1	2	1	1
124	AFB	AFB=Edellaubholzreiches AF, ohne Schluchtwaldvegetation	3	3	1	2	1	1
130	HF	Hordelymo-Fagetum (Waldgersten-Buchenwald)	3	3	1	2	1	1
131	HFE	Edellaubholzreiches (Elb>Bu) HF, ohne Schluchtwaldpflanzen	3	3	1	2	1	1
140	CF	Carici-Fagetum (Orchideen-Buchenwald, Seggen-Buchenwald)	3	3	1	2	1	1
145	SEF	Seslerio-Fagetum (Blaugras-Buchenwald des Gebirges)	3	3	1	2	1	1
150	BL	sehr blockreicher Bergmischwald (LF), der aber kein Schluchtwald ist	1	1	1	1	1	1
160	FBM	Fichten-Buchen-Mischbestände außerhalb des Bergmischwaldes (Bu noch mind. 30%)	4	1	1	31	1	1
161	LBF	LF mit künstlicher Fi-(o.a. nicht-standortsheimischen Ndh.)-Beimischung (Bu, Ndh. je mind. 30%)	4	1	1	1	1	1
162	LBH	LF mit Fi-Beimischung, Hügelland-Form	4	1	1	1	1	1
163	LBM	LF mit Fi-Beimischung, montan, aber außerhalb Fi-Zone	4	1	1	1	1	1
164	ABF	AF/HF mit Fi-Beimischung	4	1	1	2	1	1
165	ABH	AF/HF mit Fi-Beimischung, Hügelland-Form	4	1	1	2	1	1
166	ABM	AF/HF mit Fi-Beimischung, montan, aber außerhalb Fi-Zone	4	1	1	2	1	1
167	BMF	Bergmischwald (sauer), mit künstlich erhöhtem Fichtenanteil (Fi>50%, <70%)	4	1	1	1	1	1
168	BMN	Bergmischwald (sauer) an der oberen Höhengrenze, mit natürlicherweise erhöhtem Fichtenanteil	4	1	1	1	1	1
170	FIN	Fichtenforste/-dominanzbestände (Fi>70%) auf Normal-Buchenstandorten und Kahlschläge	5	2	2	31	1	1
171	FLF	Fichtenforst auf Standort des LF (oder Dgl, KTa, anderes Ndh.)	5	2	2	1	1	1
172	FLH	Fichtenforst auf Standort des LFH	5	2	2	1	1	1

173	FLM	Fichtenforst auf Standort des LFM	5	2	2	1	1	1
174	FAF	Fichtenforst auf Standort des AF	5	2	2	2	1	1
175	FAH	Fichtenforst auf Standort des AFH	5	2	2	2	1	1
176	FAM	Fichtenforst auf Standort des AFM	5	2	2	2	1	1
177	FLK	Fichtenforst auf Standort des HF	5	2	2	2	1	1
178	FIK	Fichtenforst, gekalkt	5	2	2	31	1	1
179	FIF	Fichtenforst, undifferenziert	5	2	2	31	1	1
180	FIJ	Fichtenforst, Jungbestand (> 3 und < 15 a nach Vorbestockung)	6	2	2	31	1	1
181	FJM	Fichtenforst-Abnutzungsfläche, gemischter Jungbestand aus Sukzession	6	2	2	31	1	1
190	FFS	Fichtenforst, auf feuchtem oder nassem Standort (aber kein Moor)	22	10	2	14	7	1
195	BKS	Kahlschlag im Buchenwald/Bergmischwald	2	1	1	31	1	1
196	FKS	Kahlschlag (bzw. Kalamität) im Fichtenforst auf Buchenstandort	6	2	2	31	1	1
197	BMS	Schlagfläche im Buchenwald/Bergmischwald (ab 3. Jahr nach Kahlschlag)	2	1	1	31	1	1
198	BFB	Schlagfläche oder Käferloch im Fichtenforst auf Buchenstandort (ab 3. Jahr nach Kahlschlag)	6	2	2	31	1	1
199	PIO	Wald aus dominierenden Pionierbaumarten (SBi, VoBe, As, SalWei u.a.) auf Buchen-fähigem Standort	2	1	1	31	1	1
200	TA	Schlucht- und Hangmischwälder (Tilio-Acerion)	0	0	1	4	2	1
210	FA	Fraxino-Aceretum (Ahorn-Eschen-Schluchtwald), meist an Nordhängen oder in Rinnen	7	4	1	3	2	1
220	AT	Aceri-Tilietum (Ahorn-Linden-Schluchtwald), meist an Sonnhängen	7	4	1	3	2	1
230	QT	Quercu-Tilietum (Eichen-Linden-Blockwald)	8	4	1	4	2	1
240	ADF	Adoxo-Aceretum (Moschuskraut-Eschen-Bergahornwald)	8	4	1	4	2	1
245	UBX	Ulmengebüsch auf Block- oder Hanggeröllstandort, xerotherm	8	4	1	4	2	1
246	VMW	Vogel-/Mehlbeer-Wald/Gebüsch auf blockreichen Standorten	8	4	1	4	2	1
247	BHE	Hasel-/Ebereschen-Pioniergehölze am Rand von Blockhalden	8	4	1	4	2	1
249	FTA	Fichtenforst auf Schluchtwald-Standort	5	2	2	3	2	1
250	BO	Blockhalde (halb)offen	9	5	3	5	3	2
251	BOK	Blockhalde offen, sicher kaltlufterzeugend	9	5	3	5	3	2
252	BKM	Blockhalde, Kondenswassermoor am Haldenfuß	9	5	3	5	3	2
253	BOM	Blockhalde, Haldenfuß ohne Kondenswassermoor	9	5	3	5	3	2
255	BKH	Blockhalden-Felsenheide	9	5	3	5	3	2
256	KBH	Kalkblockhalde, weitgehend offen (natürlicherweise) (max. 10% Beschirmung)	9	5	3	5	3	2
257	KBW	Kalkblockhalde mit Pionierwald (max. ca. 30% Beschirmung; sonst Schluchtwald)	9	5	3	5	3	2
258	KHB	Kalkgebiet, blockreicher Übergang Blockhalde/Höhle	9	5	3	5	3	2
259	BOS	sekundäre Blockhalde (vgl. Caspari 1999a)	9	5	3	6	3	2
260	NADUKF	Natürlicher Nadelwald und -gebüsch der Hochlagen	10	18	3	7	4	1
261	HLF	Hochlagen-Fichtenwald (ohne Moorwald und Blockwald, d.h. auch in den Hochlagen nur, sofern nicht diese gegeben sind)	10	18	3	7	4	1
262	FBL	Fichten-Blockwald (>ca. 70% Blocküberlagerung)	10	18	3	7	4	1
263	LAG	Latschengebüsch der Hochlage	10	18	3	7	4	1
264	LAB	Latschengebüsch auf Blockstandort	10	18	3	7	4	1
265	LAP	Lärchenwald (primär)	10	18	3	7	4	1
266	LAS	Lärchenwald der Hochlagen (sekundär)	10	18	3	7	4	1
267	LAF	Lärchenforst (ELä) außerhalb natürlicher Verbreitung	10	18	3	7	4	1
268	ZIW	Zirbenwald (primär)	10	18	3	7	4	1
269	HAK	Hakenkiefernwald (primär)	10	18	3	7	4	1
270	GRB	Grünerlengebüsch	10	18	3	7	4	1
271	HFH	Hochlagen-Fichtenwald halbnatürlich, am oberen Rand der Bergmischwaldzone	10	18	3	7	4	1

272	KFB	Kahlfäche (z.B. nach Borkenkäferbefall) im Fichten-Blockwald, Totholz belassen	41	18	3	7	4	1
273	KFG	Kahlfäche im Fichten-Blockwald, geräumt	41	18	3	7	4	1
274	KFH	Kahlfäche im Fichten-Hochlagenwald (z.B. nach Borkenkäferbefall), belassen	41	18	3	7	4	1
275	KFR	Kahlfäche im Fichten-Hochlagenwald, geräumt (nicht weiter differenziert)	41	18	3	7	4	1
276	KFV	Kahlfäche im Fichten-Hochlagenwald, geräumt und vergrast	41	18	3	7	4	1
277	KFJ	Kahlfäche im Fichten-Hochlagenwald, verjüngt (mind. 30%, mind. 2 m Höhe)	41	18	3	7	4	1
280	HOE	Höhlen	11	5	3	8	5	2
281	KAH	Karsthöhlen der Kalkgebiete	11	5	3	8	5	2
285	KHO	Kleinhöhlen in Säugetierbauen	11	5	3	8	5	2
288	HOS	Sekundäre Höhlen (alte „Bierkeller“, Gewölbe u.ä.)	11	5	3	9	5	2
290	FEL	(Halb)Offene Felsen	12	5	3	0	0	0
291	KAF	Kalkfelsen	12	5	3	10	6	2
292	KFO	Kalkfelsen, natürlicherweise offen	12	5	3	10	6	2
293	KFK	Kalkfelsen, künstlich offen (schon seit längerem)	12	5	3	2	1	1
294	KFF	Kalkfelsen, frisch freigestellt	12	5	3	2	1	1
295	SIL	Silikatfelsen	12	5	3	0	0	0
296	SFO	Silikatfelsen, natürlicherweise offen	12	5	3	10	6	2
297	SPO	Serpentinitfels, natürlicherweise (halb)offen	12	5	3	10	6	2
298	SKO	Silikatfelsen, künstlich offen (schon seit längerem)	12	5	3	1	1	1
299	SFF	Silikatfelsen, frisch freigestellt	12	5	3	1	1	1
300	AU	Au- und Sumpfwälder	0	6	6	0	7	1
301	AUM	Auwald, mäßig verändert, nicht weiter aufschlüsselbar oder Mischformen	14	6	4	12	7	1
310	SAO	Untergruppe Salicion	13	6	4	12	7	1
311	SAL	Salicetum albae (Silberweiden-Weichholzauwald) und Salicetum fragilis (Bruchweiden-Weichholzauwald) incl. Weidengebüsch auf Auwaldstandorten der Flussaue	13	6	4	12	7	1
312	SAG	Salicetum albae, initiale oder anderweitig lückige Gebüschphase	13	6	4	12	7	1
313	SAD	Salicetum albae, Druckwasseraue bzw. Sumpfwald nach Auskiesung, dauernd feucht	13	6	4	12	7	1
320	FRU	Fraxino-Ulmetum (Hartholzauwald)	13	6	4	12	7	1
330	AIN	Alnetum incanae (Grauerlen-Auwald)	13	6	4	12	7	1
340	OWA	Offene Flächen der Wildflussaue	15	7	5	11	7	1
341	BRE	Offene Brenne	15	7	5	11	7	1
342	KBA	Kiesbank in der dynamischen Flussaue	15	7	5	11	7	1
343	SBA	Sandbank in der dynamischen Flussaue	15	7	5	11	7	1
344	SUA	Schluffbank in der dynamischen Flussaue	15	7	5	11	7	1
345	SBW	unbewachsene Sandbank, beschirmt	15	7	5	11	7	1
346	AWI	Auenwiese (regelm. überflutet, pot. Waldstandort)	15	7	5	12	7	1
350	ALN	Bachauwälder, Sumpf- und Quellwälder (Alnion)	14	6	4	13	7	1
351	PRF	Pruno-Fraxinetum (Traubenkirschen-Eschenwald)	14	6	4	13	7	1
352	CRF	Carici remotae-Fraxinetum (Winkelseggen-Eschenwald), an Bachläufen	14	6	4	13	7	1
353	EF	Equiseto-Fraxinetum (Schachtelhalm-Eschen-Sumpfwald), oft mit Sinterbildung/Kalktuffquellen	14	6	4	14	7	1
354	EQS	Eschen-Quellsumpf, sonstige (außer EF)	14	6	4	14	7	1
355	STA	Stellario-Alnetum (Schwarzerlen-Auwald)	14	6	4	13	7	1
360	EBC	Equiseto-Betuletum carpatiae (Schachtelhalm-Karpatenbirken-Sumpf- und Auwald)	14	6	4	14	7	1
370	BAS	Bastardaue und entwässerter Au-/Sumpfwald und Nadelforst im Auwald	17	6	4	15	7	1
371	SAB	Weichholzaue, eingedeicht	17	6	4	15	7	1
372	FUB	Hartholzaue, eingedeicht	17	6	4	15	7	1
375	SUE	Sumpfwald, entwässert	17	6	4	15	7	1

376	STF	Fichtenforst im Bachauwald, Dynamik intakt	22	10	2	15	7	1
377	SFR	Fichtenforst im Bachauwald, ohne Auwalddynamik	22	10	2	15	7	1
378	REA	Reliktischer, trockengefallener oder nicht mehr überfluteter Auen-/Sumpfstandort	17	6	4	15	7	1
379	AUS	Auengebüsch auf stärker verändertem Standort (z.B. Aufschüttungen)	17	6	4	15	7	1
380	QUE	Quellbereiche	14	6	4	14	7	1
381	QSO	Offene Quellflur im Silikatgebiet	14	6	4	14	7	1
382	QSS	Beschattete Quellflur im Silikatgebiet	14	6	4	14	7	1
383	QSW	Sickerquelle im Silikatgebiet, ohne ausgeprägte Quellflur	14	6	4	14	7	1
384	QKO	Offene Quellflur im Kalkgebiet	14	6	4	14	7	1
385	QKS	Beschattete Quellflur im Kalkgebiet	14	6	4	14	7	1
386	QKT	Kalktuffquelle	14	6	4	14	7	1
387	QKW	Sickerquelle im Kalkgebiet, ohne ausgeprägte Quellflur	14	6	4	14	7	1
388	BSL	Baumsturzlücke/Lichtung oder Freifläche, versumpft (z.T. auch erst stärker nach dem Wurf)	14	6	4	14	7	1
390	SOB	Sonderstrukturen an Waldbächen	16	6	4	0	7	1
391	WBK	Kleiner Waldbach im Luzulo-Fagetum, der nicht als eigene Vegetationseinheit abgrenzbar ist (Buchen bis an das Ufer)	16	6	4	13	7	1
392	BBW	Vegetationsarmes Bachbett eines Wald(trocken)baches (Sonderstandort)	16	6	4	11	7	1
395	SFW	Ufer- u.a. Sonderstrukturen in Feuchtwäldern	16	6	4	13	7	1
396	UFS	Uferbereich mineralischer Standorte an Stillgewässern (nicht Moorgewässer)	16	6	4	13	7	1
400	BRU	Bruchwälder (<i>Alnion glutinosae</i> u.a.)	18	8	4	17	8	1
410	CEA	<i>Carici elongatae Alnion glutinosae</i> (Walzenseggen-Erlenbruchwald)	18	8	4	17	8	1
420	BEC	<i>Betuletum carpaticae</i> , Subass. auf Niedermoorstandort (Birken-Bruchwald)	18	8	4	17	8	1
430	OWG	<i>Salicetum auritae</i> (Ohrweidengebüsch als Pioniergesellschaft saurer Nassstandorte)	18	8	4	17	8	1
431	NFG	Niedermoor-Feuchtgebüsch, undifferenziert (Strauchweiden, Faulbaum u.a.)	18	8	4	17	8	1
440	BWE	Entwässerter Erlen-Bruchwald	19	8	4	18	8	1
442	BWF	Fichtenforst auf entwässertem (Erlen-)Bruchwald	25	10	2	18	8	1
450	NM	Offene Niedermoore	20	9	6	17	8	1
451	NMO	Niedermoor offen, nicht differenziert (Torfmoosstandort, sonst KSF oder FEU)	20	9	6	17	8	1
452	KSF	Kleinseggenflachmoor	20	9	6	17	8	1
453	QMF	Quellmoor (Flachland), offen	20	9	6	17	8	1
454	SRW	Streuwiese (auf Niedermoor-Standort)	20	9	6	17	8	1
455	NMR	Niedermoor/mineralisch geprägtes Moor mit Röhrichtvegetation	20	9	6	17	8	1
459	UFN	Gewässerufer im Niedermoorbereich	20	9	6	17	8	1
460	WIX	Niedermoor, Wiesennutzung (extensiv); i.d.R. mit Entwässerung	20	9	6	17	8	1
461	WII	Niedermoor, Wiesennutzung (intensiv); stets mit Entwässerung	21	9	6	18	8	1
463	NMA	Niedermoor, Ackernutzung	21	9	6	18	8	1
465	NMG	Niedermoor, Graben(rand)	21	9	6	18	8	1
467	AMG	Feuchtwiese mind. anmoorig/Anmoorgley (organischer Gehalt im Oberboden erhöht)	21	9	6	18	8	1
500	MWA	Moorwälder	23	11	7	0	9	1
501	VPR	<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae</i> (Spirkenfilz)	23	11	7	19	9	1
502	VPK	Spirkenfilz, Krüppelbestand	23	11	7	19	9	1
503	VPM	Spirkenfilz, deutlich minerotroph	23	11	7	19	9	1
510	PMS	<i>Pino mugo-Sphagnetum magellanici</i> (Latschenfilz)	23	11	7	19	9	1
511	PMB	Latschenfilz, nach Brand (länger als 10 a zurückliegend, sonst unter Brandflächen!)	23	11	7	19	9	1
512	PMF	Latschenfilz, tlw. unter Fichte (max. 50% Fichtenbeschirmung, sonst als Fi-MW o.ä.)	23	11	7	19	9	1

520	VPS	Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris (Waldkiefern-Moorwald)	23	11	7	19	9	1
521	VSS	VPS, sekundär	24	11	7	21	9	1
530	VUP	Vaccinio uliginosi-Piceetum (Fichten-Hochlagenfilz)	23	11	7	19	9	1
531	CVP	Calamagrostio villosae-Piceetum bazzanietosum (Aufichtenwald)	23	11	7	19	9	1
532	BPV	Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi (Fichten-Moor(rand)wald)	23	11	7	19	9	1
533	FQM	Fichtenwald auf kleinflächigem Torfstandort (z.B. am Rand eines Quellmoores) in höherer Lage des Bergmischwaldes	23	11	7	19	9	1
535	FMS	Fichtenwald (-forst) auf Moorstandort (sekundär)	25	10	2	21	9	1
536	FSV	Sukzession auf vorherigem Fichtenwald auf org. Nassboden, bei Versumpfung/Vermoorung nach Windwurf (mineralisch: sh. BSL)	25	10	2	21	9	1
540	VUB	Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis (Moorbirken- bzw. Karpatenbirken-Moorwald)	23	11	7	21	9	1
541	VUS	VUB, sekundär nach Abtorfung und/oder Entwässerung	24	11	7	21	9	1
542	VBP	VUB, als Pionierstadium (Jungbestand)	24	11	7	21	9	1
543	FBG	Faulbaumgebüsch auf Moorstandort	24	11	7	21	9	1
545	MWK	Kahlschlag im nat./halbnat. Moorwald (oft verbunden mit Einstau)	24	11	7	21	9	1
546	FMK	Kahlschlag im Fichtenforst auf Moorstandort (oft verbunden mit Einstau)	25	10	2	21	9	1
547	SOM	Sonstige nicht moortypische Habitats und Ersatzhabitats (ohne Heiden), nicht differenziert	25	10	2	21	9	1
549	MOW	Moorwald, nicht differenzierbar (keine Anpflanzung)	24	11	7	21	9	1
550	AMA	Offene Hochmoore	26	12	6	0	9	0
551	SPM	Sphagnetum magellanicum (Bunttorfmoos-Gesellschaft) (<10-20% Scheidiges Wollgras)	26	12	6	20	9	2
552	SPS	Bunttorfmoos- Scheidiges Wollgras -Gesellschaft nach Abtorfung	26	12	6	20	9	2
560	ESR	Eriophoro sphagnetum recurvi (Scheidiges-Wollgras-Gesellschaft) (>20-30% Scheidiges Wollgras)	26	12	6	20	9	2
561	ETC	Eriophoro-Trichophoretum cespitosi (Scheidiges Wollgras-Rasenhaarsimsen-Gesellschaft), höhere Lagen und offene, da zeitweise überstaute Flächen vorhanden	26	12	6	20	9	2
562	EAG	Eriophorum angustifolium-Ges. (Schmalblättriges Wollgras-Gesellschaft), min. beeinflusste Standorte	26	12	6	20	9	2
563	CRS	Carex rostrata-Sphagnum recurvum-Ges. (Schnabelseggen-Torfmoos-Gesellschaft)	27	12	6	23	9	1
570	MHO	Moorheide auf überwiegend offenem Torf	28	12	6	22	9	1
571	MHF	Hochmoor-Flechtenheide (Flechten + <i>Calluna</i>)	28	12	6	22	9	1
572	VUG	Vaccinium uliginosum-Gesellschaft (Rauschbeer-Moorheide)	28	12	6	22	9	1
573	MHD	trockene Moorheide, dicht bewachsen; mit Heidetypischen Zwergsträuchern und Pfeifengras; kaum Flechten; <i>Calluna</i> dominiert nicht (sonst MBH)	28	12	6	22	9	1
574	MBH	Hochmoor-Besenheide (dominierende <i>Calluna</i> , ohne Flechten)	28	12	6	22	9	1
575	MHS	Moorheide, dicht bewachsen, incl. jungen Gehölzen, d.h. in Sukzession (aber noch überwiegend offen)	28	12	6	22	9	1
580	HMO	Hochmoor offen, nicht differenziert; i.d.R. Degenerationsstadien	27	12	6	23	9	1
581	ÜMO	Übergangsmoor offen, nicht differenziert	27	12	6	23	9	1
585	MUF	Uferbereich eines (künstlichen) Moorgewässers	27	12	6	23	9	1
586	MUN	Uferbereich eines natürlichen Moorgewässers (z.B. Moorauges), incl. Verlandungs-Vermoorungen	26	12	6	20	9	2
590	GRA	Eingestauter Graben (Sonderstandort)	27	12	6	23	9	1
591	TST	eingestauter Torfstich	27	12	6	23	9	1
600	EI	Eichen- u.a. Trockenwälder	0	0	6	0	0	1
601	GC	Galio-Carpinetum (Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald)	29	13	8	16	7	1
602	GCP	GCP=GC, definitiv primär	29	13	8	16	7	1
603	GCS	GCS=Galio-Carpinetum (sekundär)	29	13	8	31	1	1

605	BUE	Buchenwald (alle Typen), mit dominierender Eiche (als Sammeltyp, soweit nicht LFE oder AFE)	30	13	8	31	1	1
610	SC	Stellario-Carpinetum (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald)	29	13	8	16	7	1
615	KGC	Kiefernforst auf Standort des GC	34	15	8	16	7	1
616	FGC	Fichtenforst auf Standort des GC	5	2	2	16	7	1
617	FSC	Fichtenforst auf Standort des SC	22	10	2	16	7	1
620	QTS	Eichen-Trockenwälder bodensaurer Hangstandorte	31	13	8	25	10	1
630	QTB	Eichen-Trockenwälder basenreicher Hangstandorte	31	13	8	25	10	1
640	BQ	Betulo-Quercetum (Eichen-Birkenwald armer, ebener Sandstandorte)	31	13	8	25	10	1
650	ENW	Eichen-Niederwald, sekundär (vegetationskundlich undifferenziert)	30	13	8	31	1	1
651	EHU	Eichen-Hutewald oder –Hutung, primärer Standort	29	13	8	16	7	1
652	EHS	Eichen-Hutewald oder –Hutung, sekundärer Standort	30	13	8	31	1	1
653	SHU	Sonstiger Hutewald oder –Hutung, buchenfähiger Standort	k.A.	k.A.	k.A.	31	1	1
655	KSE	Kahlschlag im sek. Eichenwald auf Bu-Standort	30	13	8	31	1	1
659	TRE	Eichen-Trockenwald, undifferenziert	31	13	8	25	10	1
660	TRS	Trockengebüsch auf Silikatstandort	32	14	8	25	10	1
670	TRK	Trockengebüsch auf Kalkstandort (ohne Auen)	32	14	8	25	10	1
700	KIE	Kiefernwälder und -forste (ohne Moore)	0	15	8	0	0	1
701	CPI	Cladonio-Pinetum (Flechten-Kiefernwald)	33	15	8	26	10	1
702	CPP	Cladonio-Pinetum aus frischer (< 5a) Pflege des humusarmen Zustandes (z.B. Streurechen)	33	15	8	26	10	1
711	DPI	Leucobryo-Pinetum (syn. Dicrano-Pinetum p.p.) (Weißmoos-Kiefernwald); einschließlich Vaccinio-Quercetum (Eichen-Kiefern-Mischwald)	33	15	8	26	10	1
712	DPR	Dicrano-Pinetum auf Lockersand, primär	33	15	8	26	10	1
714	DPS	Dicrano-Pinetum, eindeutig sekundär	34	15	8	1	1	1
715	DPP	Kiefernwald auf Sandstandort, Pionierphase (Jungkiefern)	33	15	8	26	10	1
720	PYP	Pyrolo-Pinetum (Wintergrün-Kiefernwald) auf Sand über Kalk oder basenreichen Sand	33	15	8	2	1	1
730	SHM	Erico-Pinetum (Schneeheide-Kiefernwald) montan in den Kalkalpen (primär)	33	15	8	25	10	1
731	BKW	Sekundärer Schneeheide-Kiefernwald (Buntreitgras-Kiefernwald u.a.) der Kalkalpen	33	15	8	2	1	1
732	SHK	Schneeheide-Kiefernwald, primäre und sekundäre Teile beinhaltend	33	15	8	25	10	1
735	SHS	Erico-Pinetum (Schneeheide-Kiefernwald) der Schotterauen (primär)	33	15	8	12	7	1
736	KSS	Sekundärer Schneeheide-Kiefernwald der Flussauen	33	15	8	15	7	1
740	KIF	Kiefernforst	34	15	8	0	1	1
741	KIK	Kiefernforst auf Kalkstandort	34	15	8	2	1	1
742	KIS	Kiefernforst auf saurem Standort	34	15	8	1	1	1
743	KIT	Kiefernforst über Spätblühender Traubenkirsche (diese mit mind. 30% Deckung)	34	15	8	1	1	1
744	KAL	Kiefernforst auf AF-Standort, mit Laubholzbeimischung (meist Bu, Ei) von mind. 20-30 und max. 50%)	34	15	8	2	1	1
745	KBL	Kiefernforst auf basenreichem (HF, CF)-Standort, mit Lbh-Beimischung	34	15	8	2	1	1
746	KSL	Kiefernforst auf saurem (LF) Standort mit Lbh-Beimischung	34	15	8	1	1	1
750	PNP	Schwarzkiefernwald auf Kalkstandort, primär (nur in Teilen Österreichs, f. Vergleichsdaten)	33	15	8	25	10	1
751	PNS	Schwarzkiefernwald auf Kalkstandort, sekundär (aber im natürlichen Verbreitungsgebiet)	34	15	8	2	1	1
752	PNF	Schwarzkiefernforst auf Kalkstandort, sekundär, außerhalb des Verbreitungsgebietes des Habitattyps	38	16	2	2	1	1
760	KBF	Kiefern-Brandfläche, Kiefernbestand nach Brand, mind. 10 Jahre nach dem Brand (sofern nicht unter 800 verschlüsselt)	36	15	8	1	1	1
765	KSK	Kahlschlag im Kiefernforst	34	15	8	31	1	1
770	SO	Offene (d.h. unbewaldete) Sandstandorte	35	16	9	27	10	2

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

771	SDO	Sanddüne offen	35	16	9	27	10	2
780	SGO	Sandgrube offen	35	16	9	27	10	2
781	SMR	Sandmagerrasen, incl. Silbergrasflur	35	16	9	27	10	2
790	SHO	Sandheide offen (<i>Calluna</i> -, Ginster- o.ä. -Heiden)	35	16	9	27	10	2
795	SOU	Sandstandort offen, Ufer (Stillgewässer)	35	16	9	27	10	2
800	BRA	Brandflächen in Wäldern und Mooren	36	15	8	28	11	1
801	WBF	Waldbrandfläche, frischer Waldbrand	36	15	8	28	11	1
802	WBA	Waldbrandfläche alt (liegt länger als 3 Jahre zurück)	36	15	8	28	11	1
820	FEU	Gipfelreisig-/Schlagabraum-Feuer (oder Lagerfeuer u.ä.) im Wald	36	15	8	28	11	1
830	MBF	Moorbrandfläche, frischer Moorbrand	36	15	8	29	11	1
831	MBA	Moorbrandfläche, alt (liegt länger als 3 Jahre zurück)	36	15	8	29	11	1
840	BHF	Brandheide, frische Fläche	36	15	8	28	11	1
841	BHA	Brandheide, Brand liegt länger als 3 Jahre zurück	36	15	8	28	11	1
850	GAW	Gehölzgeprägte Strukturen außer Wald und junge Anpflanzungen/Jungbestände außerhalb des Waldes	0	19	8	0	0	1
851	EAJ	frisch gepflanzter Jungbestand außerhalb des Waldes, soweit nicht einem HT zuzuordnen	39	19	8	30	12	1
852	GEB	Gehölz-Sukzessions-geprägte Brachfläche (mind. 30% Gehölzdeckung)	39	19	8	30	12	1
853	KUP	Kurzumtriebsplantage (bis 20j. Umtrieb) auf mineralischem Standort	39	19	8	30	1	1
854	KUT	Kurzumtriebsplantage (bis 20j. Umtrieb) auf Torfstandort (incl. anmoorigen Standorten)	39	19	8	18	8	1
855	WAR	Waldrand, Waldmantel, -trauf (Außenrand), undifferenziert	39	19	8	k.A.	0	1
860	GEH	Gehölzhabitate außer Wald (Hecke, Gebüsch, u.ä.), undifferenziert	39	19	8	30	0	1
861	HEK	Von Sträuchern dominierte Hecke/Gebüsch (ohne Auen und Moore)	39	19	8	30	12	1
862	BHK	Baumhecke (Hecke mit mind. 1 Reihe von Bäumen) und Feldstreifengehölz	39	19	8	30	12	1
863	RUG	Ruderalgehölz auf aufgegebenem Industrie-/Bahngelände	39	19	8	30	12	1
864	URB	Urbane Baumbestand, undifferenziert (waldartige Parkgehölze u.ä.)	39	19	8	30	12	1
870	FRE	Fremdländer-dominierte Forste (mind. 60-70%; sonst zu normalem Fi-Forst usw. zu stellen)	0	0	0	0	0	1
871	HYP	Hybridpappelforst (auf Mineralboden), hydrologisch verändert (sonst HYF)	17	6	4	15	7	1
872	HYT	Hybridpappelforst auf Torfstandort (i.d.R. Anmoor)	19	8	4	18	8	1
873	BAP	Balsampappelforst, hydrol. Verändert (sonst HYF)	17	6	4	15	7	1
874	HYF	Pappelforst, wird gelegentlich überflutet (hydrologisch relativ intakt)	17	6	4	12	7	1
880	REI	Roteichenforst auf Buchenstandort	37	17	1	1	1	1
881	RES	Roteichenforst auf Sandstandort (nicht Buchenstandort)	37	17	1	26	10	1
882	ROB	Robinienforst auf Standort des LF	37	17	1	1	1	1
883	ROS	Robinienforst auf Sandstandort (nicht Buchenstandort)	37	17	1	26	10	1
890	DGL	Douglasienforst auf Standort des LF	38	17	2	1	1	1
891	DGA	Douglasienforst auf Standort des AF/HF	38	17	2	2	1	1
892	STR	Strobenforst auf Mineralboden	38	17	2	1	1	1
893	STT	Strobenforst auf Torfboden	25	10	2	21	9	1
894	JLA	Japan- und Hybridlärchenforste (Eur. Lärche s.o.)	38	17	2	1	1	1

A.1.2. Habitatgruppenschlüssel auf Bestockungs-Ebene (HTB)

In Tabelle A.1.2.1. sind die Habitatgruppen-Bildungen auf Basis der Bestockung (HTB) aufgeführt.

Die für die ISA aufgrund der Unzulässigkeit von Einheiten mit nur einer Repräsentanz notwendigen Zusammenfassungen (um diese Einheiten nicht durch die angebotene „exclude“-Funktion ganz ausschließen zu müssen), durchgeführten Modifikationen (Zusammenfassung von Einheiten und „Aufrücken“ der nachfolgenden Einheiten, um eine durchgehende Durchnummerierung zu gewährleisten), sind mit dem Zusatz „X“ nach dem Namen der Habitatgruppe gekennzeichnet.

Tab. A.1.2.1. Habitatgruppen-Verschlüsselung auf Bestockungs-Ebene (HTB); Erläuterungen im Text

HT nach Bestockung (HTB)	HTB 3X	HTB 3	HTB 2X	HTB 2	HTB 1X	HTB 1	(maximal) zugeordnete HT
Bodensaure Buchenwälder	1	1	1	1	1	1	110-115, 150
Buche, Jungbestand, Schlagfläche und Pionierphasen	1	1	1	1	1	2	195, 197, 199
Basenreiche Buchenwälder	1	1	3	3	2	3	120, 121, 123, 124, 130-145
Bu-Fi und Fi-Bu statt Buche (im BMW: Fi erhöht)	1	1	1	1	3	4	160-168
Fi- o.ä.Schatt-Nadelforst (>70%; ohne Kie) statt Bu, Schluchtw. od. Ei (ohne JP, KS, Exoten)	2	2	2	2	4	5	170-179, 249, 616
Nadelforst-Jungbestand oder Kahlschlag	2	2	2	2	4	6	180, 181, 196, 198
Schluchtwälder i.e.S.	1	1	4	4	5	7	210, 220
Schluchtwälder (nur) i.w.S.	1	1	4	4	6	8	230-247
Blockhalden (offen)	3	3	5	5	7	9	250-259
Hochlagenwald und Krummholz	3	3	6	18	8	10	260-271
Kahlfäche im Hochlagenwald (waldfähig)	3	3	6	18	9	41	272-277
Höhlen	3	3	5	5	10	11	280-289
Felsen offen	3	3	5	5	10	12	290-299
Salicion	4	4	7	6	11	13	310-330
Alnion, Sumpfwald und Quellbereiche	4	4	7	6	12	14	301, 350-360, 380-388
Offene Standorte der Wildflusssau	4	5	7	7	13	15	340-346
Sonstige Strukturen in Feuchtwäldern	4	4	7	6	14	16	390-399
Bastardaue (Aue verändert)	4	4	7	6	14	17	370-375, 378, 379, 871, 873, 874
Bruchwald	5	4	8	8	15	18	400-431
Bruchwald (hydrol.) verändert	5	4	8	8	15	19	440-441, 872
Offene NM intakt (weitgehend)	5	6	9	9	16	20	451-460
Offene NM verändert	5	6	9	9	16	21	461-467
Nadelforst auf Feuchtstandort (nicht Torf)	4	2	10	10	17	22	190, 376, 377, 617
Moorwälder (pflanzensoziol. intakt)	5	7	11	11	18	23	501-520, 530-533, 540
Moorwälder, Pionier- und Sekundärtypen	5	7	11	11	19	24	521, 541-545, 549
Nadelforst auf Torf	5	2	10	10	20	25	442, 535, 536, 546, 547, 893
HM offen, intakt (weitgehend)	5	6	12	12	21	26	551-562, 586
HM offen, verändert (ohne Heide)	5	6	12	12	22	27	563, 580, 581, 585-591
Hochmoor-Heiden	5	6	12	12	22	28	570-575
Eichenwälder Carpinion (halb)natürlich	6	8	13	13	23	29	601-603, 610
Eiche (heimisch) statt Buche	6	8	13	13	24	30	118, 122, 605, 650, 651, 655
Eichenwälder (trocken oder arm, nicht GC)	6	8	13	13	25	31	620-640, 652, 659
Trockengebüsch (nicht Eiche)	6	8	14	14	25	32	660-670
Kiefernwälder (halb)nat. (ohne Moorw.)	7	8	15	15	26	33	701-712, 715-736, 750
Kiefernforste	7	8	15	15	27	34	615, 714, 740-746, 751-751, 765
Offene (nichtbewaldete) Sandhabitats	7	9	16	16	28	35	770-795
Brandflächen (Wald-, Heide- und Moorbrand)	7	8	15	15	29	36	760, 800-841
Exotendominierte Wälder Laub (ohne Aue)	2	1	17	17	31	37	880-883

Exotendominierte Wälder Nadel	2	2	17	17	30	38	752, 890-892,894
Hecken u.a. Gehölzbestände außer Wald, Sonderformen von Wald, Erstaufforstungen u.a. neue Waldanlagen; ohne Reb- und Obstflächen	2	8	19	19	31	39	850-864

A.1.3. Habitatgruppenschlüssel auf Standorts-Ebene (HTS)

Tabelle A.1.3.1. enthält die Habitatgruppen, wie sie auf Grundlage des Standorts (HTS) zusammengefasst werden können.

Tab. A.1.3.1. Habitatgruppen-Verschlüsselung auf Standorts-Ebene (HTS); Erläuterungen im Text

HT nach Standort (HTS)	HTS3	HTS2	HTS1	(maximal) zugeordnete HT
Buchenstandorte, undifferenziert	1	1	31	100, 160, 170, 178-181,195-199, 603, 605, 650, 652, 653, 655, 765, 853
Bodensaure Buchenstandorte	1	1	1	110-118, 150, 161-163, 167, 168, 171-173, 298, 299, 714, 742, 743, 746, 760, 880, 882, 890, 892, 894
Basenreiche Buchenstandorte	1	1	2	120-145, 164-166, 174-177, 293, 294, 720, 731, 741, 744, 745, 751, 752, 891
Schluchtwaldstandorte i.e.S.	1	2	3	210, 220, 249
Schluchtwaldstandorte (nur) i.w.S.	1	2	4	200, 230-247
Blockhalden natürlich	2	3	5	250-258
Blockhalden sekundär	2	3	6	259
Hochlagenstandorte/Waldgrenze incl. Krummholz	1	4	7	260-277
Höhlen natürlich	2	5	8	280, 281, 285
Höhlen anthropogen	2	5	9	288
Felsen offen (halb)natürlich	2	6	10	291, 292, 296, 297
Feuchtstandorte Rohboden	1	7	11	340-345, 392
Weichholzauenstandorte intakt	1	7	12	301-330, 346, 735, 874
Bachauwald (Alnion)-Standorte	1	7	13	350-352, 355, 391, 395, 396
Sumpfwald- und Quellstandorte	1	7	14	190, 353, 354, 360, 380-388
Bastardaue	1	7	15	370-379, 736, 871, 873
Nat. Eichenstandorte wg. (Wechsel)Feuchte oder Ton (Carpinion)	1	7	16	601-602, 610, 615-617, 651
Bruchwald-/NM-Standorte intakt	1	8	17	400-431, 451-460
Bruchwald./NM-Standorte verändert	1	8	18	440-442, 461-467, 854, 872
bewaldete HM-Torfstandorte weitgeh. nat./intakt	1	9	19	501-520, 530-533
waldfreie HM-Torfstandorte weitgeh. nat./intakt	2	9	20	551-562, 586
bewaldete Moorstandorte, verändert	1	9	21	521, 535-549, 893
verheidete offene Moorstandorte	1	9	22	570-575
HM-Standorte verändert (außer Heiden)	1	9	23	563, 580-585, 590, 591
Trockenwaldstandorte	1	10	25	620-640, 659-670, 730, 732, 750
Bewaldete Sandstandorte (nicht buchenfähig)	1	10	26	701-712, 715, 881, 883
Nat. offene Sandstandorte u. Abgrabungen	2	10	27	770-795
Brandstandorte mineralisch	1	11	28	800-820, 840-841
Brandstandorte auf Torf	1	11	29	830-831
Anthropogene Standorte, undifferenziert	1	12	30	851-853, 860-864, 910

Anlage A.2. Nomenklatur und Arealbeschränkungen, Abkürzungen und Glossar

A.2.1. Nomenklatur

Die Nomenklatur folgt Müller-Motzfeld (2006a) und GAC (2009). In Tabelle A.2.1.1. werden die verwendeten Namen, der Autor des Taxons sowie die für Ordination verwendeten Kurznamen aufgelistet.

Im Zusammenhang mit unterschiedlich gehandhabten Unterarten und kritischen Taxa (vgl. Kapitel 2.1.3.) werden folgende Namenszusätze verwendet:

- (s.str.): Kritische Art, hier aber in der heute korrekten, taxonomisch engen Auslegung
 (agg.): Kritische Art, nicht differenziert (nur für alte Fremddaten relevant)
 (s.l.): Art, nicht differenziert nach Unterarten
 _SUM: Gemeinsamer Wert für die dem Aggregat zuzuordnenden Taxa (v.a. Unterarten)
 (agg.)_SUM: gemeinsamer Wert für die dem Aggregat zuzuordnenden Taxa einschließlich kritischer Taxa

Taxonnamen mit diesen Zusätzen sind in der Tabelle mit roter Schrift dargestellt.

Tab. A.2.1.1. Namen und Kurznamen der Arten (kritische Taxa in roter Schrift)

Artnamen wie verwendet	Art kurz	Autor	Kurzname f. Ordination
<i>Abax carinatus</i>	<i>A. carinatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Aba_cari
<i>Abax ovalis</i>	<i>A. ovalis</i>	(Duftschmid, 1812)	Aba_oval
<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>A. parallelepipedus</i>	(Piller & Mitterpacher, 1783)	Aba_pap
<i>Abax parallelus</i>	<i>A. parallelus</i>	(Duftschmid, 1812)	Aba_para
<i>Acupalpus dubius</i>	<i>A. dubius</i>	Schilsky, 1888	Acu_dubi
<i>Acupalpus flavicollis</i>	<i>A. flavicollis</i>	(Sturm, 1825)	Acu_flav
<i>Acupalpus luteatus</i>	<i>A. luteatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Acu_lute
<i>Acupalpus meridianus</i>	<i>A. meridianus</i>	(Linnaeus, 1761)	Acu_meri
<i>Acupalpus parvulus</i>	<i>A. parvulus</i>	(Sturm, 1825)	Acu_parv
<i>Agonum antennarium</i>	<i>A. antennarium</i>	(Duftschmid, 1812)	Ago_ante
<i>Agonum duftschmidi</i>	<i>A. duftschmidi</i>	J. Schmidt, 1994	Ago_duft
<i>Agonum emarginatum</i>	<i>A. emarginatum</i>	(Gyllenhal, 1827)	Ago_emar
<i>Agonum ericeti</i>	<i>A. ericeti</i>	(Panzer, 1809)	Ago_eric
<i>Agonum fuliginosum</i>	<i>A. fuliginosum</i>	(Panzer, 1809)	Ago_fuli
<i>Agonum gracile</i>	<i>A. gracile</i>	Sturm, 1824	Ago_grac
<i>Agonum hypocrita</i>	<i>A. hypocrita</i>	(Apfelbeck, 1904)	Ago_hypo
<i>Agonum lugens</i>	<i>A. lugens</i>	(Duftschmid, 1812)	Ago_luge
<i>Agonum marginatum</i>	<i>A. marginatum</i>	(Linnaeus, 1758)	Ago_marg
<i>Agonum micans</i>	<i>A. micans</i>	Nicolai, 1822	Ago_mica
<i>Agonum moestum</i> (agg.)	<i>A. moestum</i> (agg.)	(Duftschmid, 1812)	Ago_moes_A
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM	<i>A. moestum</i> (agg.)_SUM	n.a.	Ago_moes_S
<i>Agonum muelleri</i>	<i>A. muelleri</i>	(Herbst, 1784)	Ago_muel
<i>Agonum munsteri</i>	<i>A. munsteri</i>	(Hellén, 1935)	Ago_muns

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Agonum piceum</i>	<i>A. piceum</i>	(Linnaeus, 1758)	Ago_pice
<i>Agonum scitulum</i>	<i>A. scitulum</i>	Dejean, 1828	Ago_scit
<i>Agonum sexpunctatum</i>	<i>A. sexpunctatum</i>	(Linnaeus, 1758)	Ago_sexp
<i>Agonum thoreyi</i>	<i>A. thoreyi</i>	Dejean, 1828	Ago_thor
<i>Agonum versutum</i>	<i>A. versutum</i>	Sturm, 1824	Ago_vers
<i>Agonum viduum</i>	<i>A. viduum</i>	(Panzer, 1796)	Ago_vidu
<i>Agonum viridicupreum</i>	<i>A. viridicupreum</i>	(Goeze, 1777)	Ago_viri
<i>Amara aenea</i>	<i>A. aenea</i>	(De Geer, 1774)	Ama_aene
<i>Amara alpina</i>	<i>A. alpina</i>	(Paykull, 1790)	Ama_alpi
<i>Amara apricaria</i>	<i>A. apricaria</i>	(Paykull, 1790)	Ama_apri
<i>Amara aulica</i>	<i>A. aulica</i>	(Panzer, 1796)	Ama_auli
<i>Amara bifrons</i>	<i>A. bifrons</i>	(Gyllenhal, 1810)	Ama_bifr
<i>Amara communis</i> (agg.)	<i>A. communis</i> (agg.)	(Panzer, 1797)	Ama_comm_A
<i>Amara communis</i> (s.str.)	<i>A. communis</i> (s.str.)	(Panzer, 1797)	Ama_comm_str
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM	<i>A. communis</i> (agg.)_SUM	n.a.	Ama_comm_S
<i>Amara concinna</i>	<i>A. concinna</i>	C. Zimmermann, 1832	Ama_conc
<i>Amara consularis</i>	<i>A. consularis</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_cons
<i>Amara convexior</i>	<i>A. convexior</i>	Stephens, 1828	Ama_conv
<i>Amara cursitans</i>	<i>A. cursitans</i>	C. Zimmermann, 1832	Ama_curs
<i>Amara curta</i>	<i>A. curta</i>	Dejean, 1828	Ama_curt
<i>Amara equestris</i>	<i>A. equestris</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_eque
<i>Amara erratica</i>	<i>A. erratica</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_erra
<i>Amara eurynota</i>	<i>A. eurynota</i>	(Panzer, 1796)	Ama_eury
<i>Amara famelica</i>	<i>A. famelica</i>	C. Zimmermann, 1832	Ama_fame
<i>Amara familiaris</i>	<i>A. familiaris</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_fami
<i>Amara fulva</i>	<i>A. fulva</i>	(O.F. Müller, 1776)	Ama_fulv
<i>Amara fusca</i>	<i>A. fusca</i>	Dejean, 1828	Ama_fusc
<i>Amara gebleri</i>	<i>A. gebleri</i>	Dejean, 1831	Ama_gebl
<i>Amara infima</i>	<i>A. infima</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_infi
<i>Amara ingenua</i>	<i>A. ingenua</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_inge
<i>Amara lunicollis</i>	<i>A. lunicollis</i>	Schiödt, 1837	Ama_luni
<i>Amara makolskii</i>	<i>A. makolskii</i>	Roubal, 1923	Ama_mako
<i>Amara montivaga</i>	<i>A. montivaga</i>	Sturm, 1825	Ama_mont
<i>Amara municipalis</i>	<i>A. municipalis</i>	(Duftschmid, 1812)	Ama_muni
<i>Amara nigricornis</i>	<i>A. nigricornis</i>	C.G. Thomson, 1857	Ama_nigr
<i>Amara nitida</i>	<i>A. nitida</i>	Sturm, 1825	Ama_niti
<i>Amara ovata</i>	<i>A. ovata</i>	(Fabricius, 1792)	Ama_ovat
<i>Amara plebeja</i>	<i>A. plebeja</i>	(Gyllenhal, 1810)	Ama_pleb
<i>Amara praetermissa</i>	<i>A. praetermissa</i>	(C.R. Sahlberg, 1827)	Ama_prae
<i>Amara pulpani</i>	<i>A. pulpani</i>	Kult, 1949	Ama_pulp
<i>Amara quenseli</i>	<i>A. quenseli</i>	(Schönherr, 1806)	Ama_quen
<i>Amara schimperi</i>	<i>A. schimperi</i>	Wencker, 1866	Ama_schi
<i>Amara similata</i>	<i>A. similata</i>	(Gyllenhal, 1810)	Ama_simi
<i>Amara spreta</i>	<i>A. spreta</i>	Dejean, 1831	Ama_spre
<i>Amara tibialis</i>	<i>A. tibialis</i>	(Paykull, 1798)	Ama_tibi
<i>Anchomenus dorsalis</i>	<i>A. dorsalis</i>	(Pontoppidan, 1763)	Anc_dors

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Anisodactylus binotatus</i>	<i>A. binotatus</i>	(Fabricius, 1787)	Ani_bino
<i>Anisodactylus nemorivagus</i>	<i>A. nemorivagus</i>	(Duftschmid, 1812)	Ani_nemo
<i>Anisodactylus signatus</i>	<i>A. signatus</i>	(Panzer, 1796)	Ani_sign
<i>Aptinus bombarda</i>	<i>A. bombarda</i>	(Illiger, 1800)	Apt_bomb
<i>Asaphidion austriacum</i>	<i>A. austriacum</i>	Schweiger, 1975	Asa_aust
<i>Asaphidion curtum</i>	<i>A. curtum</i>	(Heyden, 1870)	Asa_curt
<i>Asaphidion flavipes</i>	<i>A. flavipes</i>	(Linnaeus, 1761)	Asa_flav
<i>Asaphidion flavipes (agg.)_SUM</i>	<i>A. flavipes (agg.)_SUM</i>	n.a.	Asa_flav_S
<i>Asaphidion stierlini</i>	<i>A. stierlini</i>	Heyden, 1880	Asa_stie
<i>Badister bullatus</i>	<i>B. bullatus</i>	(Schrank, 1798)	Bad_bull
<i>Badister collaris</i>	<i>B. collaris</i>	Motschulsky, 1844	Bad_coll
<i>Badister dilatatus</i>	<i>B. dilatatus</i>	Chaudoir, 1837	Bad_dila
<i>Badister lacertosus</i>	<i>B. lacertosus</i>	Sturm, 1815	Bad_lace
<i>Badister meridionalis</i>	<i>B. meridionalis</i>	Puel, 1925	Bad_meri
<i>Badister peltatus</i>	<i>B. peltatus</i>	(Panzer, 1797)	Bad_pelt
<i>Badister sodalis</i>	<i>B. sodalis</i>	(Duftschmid, 1812)	Bad_soda
<i>Badister unipustulatus</i>	<i>B. unipustulatus</i>	Bonelli, 1813	Bad_unip
<i>Bembidion articulatum</i>	<i>B. articulatum</i>	(Panzer, 1796)	Bem_arti
<i>Bembidion assimile</i>	<i>B. assimile</i>	Gyllenhal, 1810	Bem_assi
<i>Bembidion biguttatum</i>	<i>B. biguttatum</i>	(Fabricius, 1779)	Bem_bigu
<i>Bembidion bruxellense</i>	<i>B. bruxellense</i>	Wesmael, 1835	Bem_bru
<i>Bembidion cruciatum bualei</i>	<i>B. cruciatum bualei</i>	Jaquelin du Val, 1852	Bem_cruc
<i>Bembidion decoratum</i>	<i>B. decoratum</i>	(Duftschmid, 1812)	Bem_deco1
<i>Bembidion decorum</i>	<i>B. decorum</i>	(Panzer, 1799)	Bem_deco2
<i>Bembidion deletum</i>	<i>B. deletum</i>	Audinet-Serville, 1821	Bem_dele
<i>Bembidion dentellum</i>	<i>B. dentellum</i>	(Thunberg, 1787)	Bem_dent
<i>Bembidion doderoi</i>	<i>B. doderoi</i>	Ganglbauer, 1891	Bem_dode
<i>Bembidion femoratum</i>	<i>B. femoratum</i>	Sturm, 1825	Bem_femo
<i>Bembidion guttula</i>	<i>B. guttula</i>	(Fabricius, 1792)	Bem_gutt
<i>Bembidion humerale</i>	<i>B. humerale</i>	Sturm, 1825	Bem_hume
<i>Bembidion illigeri</i>	<i>B. illigeri</i>	Netolitzky, 1914	Bem_illi
<i>Bembidion lampros</i>	<i>B. lampros</i>	(Herbst, 1784)	Bem_lamp
<i>Bembidion lunulatum</i>	<i>B. lunulatum</i>	(Geoffroy, 1785)	Bem_lunu
<i>Bembidion mannerheimii</i>	<i>B. mannerheimii</i>	C.R. Sahlberg, 1827	Bem_mann
<i>Bembidion milleri</i>	<i>B. milleri</i>	Jacquelin du Val, 1852	Bem_mill
<i>Bembidion monticola</i>	<i>B. monticola</i>	Sturm, 1825	Bem_mont
<i>Bembidion nigricorne</i>	<i>B. nigricorne</i>	Gyllenhal, 1827	Bem_nigr
<i>Bembidion obliquum</i>	<i>B. obliquum</i>	Sturm, 1825	Bem_obli
<i>Bembidion properans</i>	<i>B. properans</i>	(Stephens, 1828)	Bem_prop
<i>Bembidion punctulatum</i>	<i>B. punctulatum</i>	Drapiez, 1820	Bem_punc
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	<i>B. quadrimaculatum</i>	(Linnaeus, 1761)	Bem_quad
<i>Bembidion schueppelii</i>	<i>B. schueppelii</i>	Dejean, 1831	Bem_schu
<i>Bembidion starkii</i>	<i>B. starkii</i>	Schaum, 1860	Bem_star
<i>Bembidion stephensii</i>	<i>B. stephensii</i>	Crotch, 1869	Bem_step
<i>Bembidion tetracolum</i>	<i>B. tetracolum</i>	Say, 1823	Bem_tetr
<i>Bembidion tibiale</i>	<i>B. tibiale</i>	(Duftschmid, 1812)	Bem_tibi

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Bembidion varium</i>	<i>B. varium</i>	(Olivier, 1795)	Bem_vari
<i>Bembidion incognitum</i>	<i>B. incognitum</i>	G. Müller, 1931	Bem_inco
<i>Blethisa multipunctata</i>	<i>B. multipunctata</i>	(Linnaeus, 1758)	Ble_mult
<i>Bradycellus caucasicus</i>	<i>B. caucasicus</i>	(Chaudoir, 1846)	Bra_cauc
<i>Bradycellus harpalinus</i>	<i>B. harpalinus</i>	(Audinet-Serville, 1821)	Bra_harp
<i>Bradycellus ruficollis</i>	<i>B. ruficollis</i>	(Stephens, 1828)	Bra_rufi
<i>Bradycellus verbasci</i>	<i>B. verbasci</i>	(Duftschmid, 1812)	Bra_verb
<i>Brosicus cephalotes</i>	<i>B. cephalotes</i>	(Linnaeus, 1758)	Bro_ceph
<i>Calathus ambiguus</i>	<i>C. ambiguus</i>	(Paykull, 1790)	Cal_ambi
<i>Calathus cinctus</i>	<i>C. cinctus</i>	Motschulsky, 1850	Cal_cinc
<i>Calathus erratus</i>	<i>C. erratus</i>	(C.R. Sahlberg, 1827)	Cal_erra
<i>Calathus fuscipes</i>	<i>C. fuscipes</i>	(Goeze, 1777)	Cal_fusc
<i>Calathus melanocephalus</i>	<i>C. melanocephalus</i>	(Linnaeus, 1758)	Cal_mela
<i>Calathus micropterus</i>	<i>C. micropterus</i>	(Duftschmid, 1812)	Cal_micr
<i>Calathus rotundicollis</i>	<i>C. rotundicollis</i>	Dejean, 1828	Cal_rotu
<i>Callisthenes reticulatus</i>	<i>C. reticulatus</i>	(Fabricius, 1787)	Cal_reti
<i>Calodromius bifasciatus</i>	<i>C. bifasciatus</i>	(Dejean, 1825)	Cal_bifa
<i>Calodromius spilotus</i>	<i>C. spilotus</i>	(Illiger, 1798)	Cal_spil
<i>Calosoma inquisitor</i>	<i>C. inquisitor</i>	(Linnaeus, 1758)	Cal_inqu
<i>Calosoma sycophanta</i>	<i>C. sycophanta</i>	(Linnaeus, 1758)	Cal_syco
<i>Carabus arvensis</i>	<i>C. arvensis</i>	Herbst, 1784	Car_arve
<i>Carabus auratus</i>	<i>C. auratus</i>	Linnaeus, 1761	Car_aura
<i>Carabus auronitens</i>	<i>C. auronitens</i>	Fabricius, 1792	Car_auro
<i>Carabus cancellatus</i>	<i>C. cancellatus</i>	Illiger, 1798	Car_canc
<i>Carabus clatratus</i>	<i>C. clatratus</i>	Linnaeus, 1761	Car_clat
<i>Carabus convexus</i>	<i>C. convexus</i>	Fabricius, 1775	Car_conv
<i>Carabus coriaceus</i>	<i>C. coriaceus</i>	Linnaeus, 1758	Car_cori
<i>Carabus creutzeri</i>	<i>C. creutzeri</i>	Fabricius, 1801	Car_creu
<i>Carabus glabratus</i>	<i>C. glabratus</i>	Paykull, 1790	Car_glab
<i>Carabus granulatus</i>	<i>C. granulatus</i>	Linnaeus, 1758	Car_gran
<i>Carabus hortensis</i>	<i>C. hortensis</i>	Linnaeus, 1758	Car_hort
<i>Carabus intricatus</i>	<i>C. intricatus</i>	Linnaeus, 1761	Car_intr
<i>Carabus irregularis</i>	<i>C. irregularis</i>	Fabricius, 1792	Car_irre
<i>Carabus linnei</i>	<i>C. linnei</i>	Panzer, 1810	Car_linn
<i>Carabus menetriesi</i>	<i>C. menetriesi</i>	Faldermann in Hummel, 1827	Car_mene
<i>Carabus monilis</i>	<i>C. monilis</i>	Fabricius, 1792	Car_moni
<i>Carabus nemoralis</i>	<i>C. nemoralis</i>	O.F. Müller, 1764	Car_nemo
<i>Carabus problematicus</i>	<i>C. problematicus</i>	Herbst, 1786	Car_prob
<i>Carabus scheidleri</i>	<i>C. scheidleri</i>	Panzer, 1799	Car_sche
<i>Carabus sylvestris</i>	<i>C. sylvestris</i>	Panzer, 1793	Car_sylv
<i>Carabus ulrichii</i>	<i>C. ulrichii</i>	Germar, 1824	Car_ullr
<i>Carabus variolosus nodulosus</i>	<i>C. nodulosus</i>	Creutzer, 1799	Car_vari
<i>Carabus violaceus (s.l.)</i>	<i>C. violaceus (s.l.)</i>	Linnaeus, 1758	Car_viol_sl
<i>Carabus violaceus (s.str.)</i>	<i>C. violaceus (s.str.)</i>	Linnaeus, 1758	Car_viol_str
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	<i>C. violaceus purpurascens</i>	Fabricius, 1787	Car_purp
<i>Carabus violaceus_SUM</i>	<i>C. violaceus_SUM</i>	n.a.	Car_viol_S

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Chlaenius nigricornis</i>	<i>C. nigricornis</i>	(Fabricius, 1787)	Chl_nigr
<i>Chlaenius sulcicollis</i>	<i>C. sulcicollis</i>	(Paykull, 1798)	Chl_sulc
<i>Chlaenius vestitus</i>	<i>C. vestitus</i>	(Paykull, 1790)	Chl_vest
<i>Cicindela campestris</i>	<i>C. campestris</i>	Linnaeus, 1758	Cic_camp
<i>Cicindela hybrida</i>	<i>C. hybrida</i>	Linnaeus, 1758	Cic_hybr
<i>Cicindela sylvatica</i>	<i>C. sylvatica</i>	Linnaeus, 1758	Cic_sylv
<i>Cicindela sylvicola</i>	<i>C. sylvicola</i>	Dejean, 1822	Cic_sylv
<i>Clivina collaris</i>	<i>C. collaris</i>	(Herbst, 1784)	Cli_coll
<i>Clivina fossor</i>	<i>C. fossor</i>	(Linnaeus, 1758)	Cli_foss
<i>Cychrus attenuatus</i>	<i>C. attenuatus</i>	(Fabricius, 1792)	Cyc_atte
<i>Cychrus caraboides</i>	<i>C. caraboides</i>	(Linnaeus, 1758)	Cyc_cara
<i>Cylindera arenaria viennensis</i>	<i>C. arenaria</i>	(Schrank, 1781)	Cyl_aren
<i>Cymindis humeralis</i>	<i>C. humeralis</i>	(Geoffroy, 1785)	Cym_hume
<i>Cymindis macularis</i>	<i>C. macularis</i>	Fischer von Waldheim, 1824	Cym_macu
<i>Cymindis vaporariorum</i>	<i>C. vaporariorum</i>	(Linnaeus, 1758)	Cym_vapo
<i>Demetrias atricapillus</i>	<i>D. atricapillus</i>	(Linnaeus, 1758)	Dem_atri
<i>Demetrias imperialis</i>	<i>D. imperialis</i>	(Germar, 1824)	Dem_impe
<i>Diachromus germanus</i>	<i>D. germanus</i>	(Linnaeus, 1758)	Dia_germ
<i>Dromius agilis</i>	<i>D. agilis</i>	(Fabricius, 1787)	Dro_agil
<i>Dromius angustus</i>	<i>D. angustus</i>	Brullé, 1834	Dro_angu
<i>Dromius fenestratus</i>	<i>D. fenestratus</i>	(Fabricius, 1794)	Dro_fene
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	<i>D. quadrimaculatus</i>	(Linnaeus, 1758)	Dro_quad
<i>Dromius schneideri</i>	<i>D. schneideri</i>	Crotch, 1871	Dro_schn
<i>Dyschirius aeneus</i>	<i>D. aeneus</i>	(Dejean, 1825)	Dys_aene
<i>Dyschirius globosus</i>	<i>D. globosus</i>	(Herbst, 1784)	Dys_glob
<i>Dyschirius tristis</i>	<i>D. tristis</i>	Stephens, 1828	Dys_tris
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	<i>E. quadrisignatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Ela_quad
<i>Elaphropus walkerianus</i>	<i>E. walkerianus</i>	(Sharp, 1913)	Ela_walk
<i>Elaphrus aureus</i>	<i>E. aureus</i>	P. Müller, 1821	Ela_aure
<i>Elaphrus cupreus</i>	<i>E. cupreus</i>	Duftschmid, 1812	Ela_cupr
<i>Elaphrus riparius</i>	<i>E. riparius</i>	(Linnaeus, 1758)	Ela_ripa
<i>Elaphrus uliginosus</i>	<i>E. uliginosus</i>	Fabricius, 1792	Ela_ulig
<i>Epaphius rivularis</i>	<i>E. rivularis</i>	(Gyllenhal, 1810)	Epa_rivu
<i>Epaphius secalis</i>	<i>E. secalis</i>	(Paykull, 1790)	Epa_seca
<i>Harpalus affinis</i>	<i>H. affinis</i>	(Schrank, 1781)	Har_affi
<i>Harpalus anxius</i>	<i>H. anxius</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_anxi
<i>Harpalus atratus</i>	<i>H. atratus</i>	Latreille, 1804	Har_atra
<i>Harpalus autumnalis</i>	<i>H. autumnalis</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_autu
<i>Harpalus distinguendus</i>	<i>H. distinguendus</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_dist
<i>Harpalus flavescens</i>	<i>H. flavescens</i>	(Piller & Mitterpacher, 1783)	Har_flav
<i>Harpalus griseus</i>	<i>H. griseus</i>	(Panzer, 1796)	Har_gris
<i>Harpalus honestus</i>	<i>H. honestus</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_hone
<i>Harpalus laevipes</i>	<i>H. laevipes</i>	Zetterstedt, 1828	Har_laev
<i>Harpalus latus</i>	<i>H. latus</i>	(Linnaeus, 1758)	Har_latu
<i>Harpalus luteicornis</i>	<i>H. luteicornis</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_lute
<i>Harpalus marginellus</i>	<i>H. marginellus</i>	Gyllenhal, 1827	Har_marg

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Harpalus picipennis</i>	<i>H. picipennis</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_pici
<i>Harpalus progrediens</i>	<i>H. progrediens</i>	Schauberger, 1922	Har_prog
<i>Harpalus pumilus</i>	<i>H. pumilus</i>	Sturm, 1818	Har_pumi
<i>Harpalus rubripes</i>	<i>H. rubripes</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_rubr
<i>Harpalus rufipalpis</i>	<i>H. rufipalpis</i>	Sturm, 1818	Har_rupa
<i>Harpalus rufipes</i>	<i>H. rufipes</i>	(De Geer, 1774)	Har_rupe
<i>Harpalus serripes</i>	<i>H. serripes</i>	(Quensel in Schönherr, 1806)	Har_serr
<i>Harpalus servus</i>	<i>H. servus</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_serv
<i>Harpalus signaticornis</i>	<i>H. signaticornis</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_sign
<i>Harpalus smaragdinus</i>	<i>H. smaragdinus</i>	(Duftschmid, 1812)	Har_smar
<i>Harpalus solitarius</i>	<i>H. solitarius</i>	Dejean, 1829	Har_soli
<i>Harpalus sulphuripes</i>	<i>H. sulphuripes</i>	Germer, 1824	Har_sulf
<i>Harpalus tardus</i>	<i>H. tardus</i>	(Panzer, 1796)	Har_tard
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i>	<i>H. winkleri</i>	Schauberger, 1923	Har_wink
<i>Lasiotrechus discus</i>	<i>L. discus</i>	(Fabricius, 1792)	Las_disc
<i>Lebia cyanocephala</i>	<i>L. cyanocephala</i>	(Linnaeus, 1758)	Leb_cyan
<i>Lebia marginata</i>	<i>L. marginata</i>	(Geoffroy, 1785)	Leb_marg
<i>Leistus ferrugineus</i>	<i>L. ferrugineus</i>	(Linnaeus, 1758)	Lei_ferr
<i>Leistus montanus</i>	<i>L. montanus</i>	Stephens, 1828	Lei_mont
<i>Leistus nitidus</i>	<i>L. nitidus</i>	(Duftschmid, 1812)	Lei_niti
<i>Leistus piceus</i>	<i>L. piceus</i>	Froelich, 1799	Lei_pice
<i>Leistus rufomarginatus</i>	<i>L. rufomarginatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Lei_rufo
<i>Leistus spinibarbis</i>	<i>L. spinibarbis</i>	(Fabricius, 1775)	Lei_spin
<i>Leistus terminatus</i>	<i>L. terminatus</i>	(Hellwig in Panzer, 1793)	Lei_term
<i>Licinus hoffmannseggii</i>	<i>L. hoffmannseggii</i>	(Panzer, 1797)	Lic_hoff
<i>Limodromus assimilis</i>	<i>L. assimilis</i>	(Paykull, 1790)	Lim_assi
<i>Limodromus longiventris</i>	<i>L. longiventris</i>	(Mannerheim, 1825)	Lim_long
<i>Loricera pilicornis</i>	<i>L. pilicornis</i>	(Fabricius, 1775)	Lor_pili
<i>Masoreus wetterhallii</i>	<i>M. wetterhallii</i>	(Gyllenhal, 1813)	Mas_wett
<i>Microlestes maurus</i>	<i>M. maurus</i>	(Sturm, 1827)	Mic_maur
<i>Microlestes minutulus</i>	<i>M. minutulus</i>	(Goeze, 1777)	Mic_minu
<i>Miscodera arctica</i>	<i>M. arctica</i>	(Paykull, 1798)	Mis_arct
<i>Molops elatus</i>	<i>M. elatus</i>	(Fabricius, 1801)	Mol_elat
<i>Molops piceus (s.l.)</i>	<i>M. piceus (s.l.)</i>	(Panzer, 1793)	Mol_pice_sl
<i>Molops piceus (s.str.)</i>	<i>M. piceus (s.str.)</i>	(Panzer, 1793)	Mol_pice_str
<i>Molops piceus austriacus</i>	<i>M. piceus austriacus</i>	Ganglbauer, 1889	Mol_pice_aus
<i>Molops piceus_SUM</i>	<i>M. piceus_SUM</i>	n.a.	Mol_pice_S
<i>Nebria brevicollis</i>	<i>N. brevicollis</i>	(Fabricius, 1792)	Neb_brev
<i>Nebria picicornis</i>	<i>N. picicornis</i>	(Fabricius, 1801)	Neb_pici
<i>Nebria rufescens</i>	<i>N. rufescens</i>	(Stroem, 1768)	Neb_rufe
<i>Nebria salina</i>	<i>N. salina</i>	Fairmaire & Laboulbène, 1854	Neb_sali
<i>Notiophilus aestuans</i>	<i>N. aestuans</i>	Dejean, 1826	Not_aest
<i>Notiophilus aquaticus</i>	<i>N. aquaticus</i>	(Linnaeus, 1758)	Not_aqua
<i>Notiophilus biguttatus</i>	<i>N. biguttatus</i>	(Fabricius, 1779)	Not_bigu
<i>Notiophilus germinyi</i>	<i>N. germinyi</i>	Fauvel in Grenier, 1863	Not_germ

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Notiophilus palustris</i>	<i>N. palustris</i>	(Duftschmid, 1812)	Not_palu
<i>Notiophilus rufipes</i>	<i>N. rufipes</i>	Curtis, 1829	Not_rufi
<i>Ocys harpaloides</i>	<i>O. harpaloides</i>	(Audinet-Serville, 1821)	Ocy_harp
<i>Ocys quinquestriatus</i>	<i>O. quinquestriatus</i>	(Gyllenhal, 1810)	Ocy_quin
<i>Odocantha melanura</i>	<i>O. melanura</i>	(Linnaeus, 1767)	Odo_mela
<i>Olisthopus rotundatus</i>	<i>O. rotundatus</i>	(Paykull, 1790)	Oli_rotu
<i>Omophron limbatum</i>	<i>O. limbatum</i>	(Fabricius, 1776)	Omo_limb
<i>Oodes helopioides</i>	<i>O. helopioides</i>	(Fabricius, 1792)	Ood_helo
<i>Ophonus azureus</i>	<i>O. azureus</i>	(Fabricius, 1775)	Oph_azur
<i>Ophonus laticollis</i>	<i>O. laticollis</i>	Mannerheim, 1825	Oph_lati
<i>Ophonus puncticeps</i>	<i>O. puncticeps</i>	Stephens, 1828	Oph_punc
<i>Ophonus rufibarbis</i>	<i>O. rufibarbis</i>	(Fabricius, 1792)	Oph_rufi
<i>Oreonebria castanea</i>	<i>O. castanea</i>	(Bonelli, 1810)	Ore_cast
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	<i>O. obscurus</i>	(Herbst, 1784)	Oxy_obsc
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	<i>P. bipustulatus</i>	(Fabricius, 1775)	Pan_bipu
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	<i>P. cruxmajor</i>	(Linnaeus, 1758)	Pan_crux
<i>Paradromius longiceps</i>	<i>P. longiceps</i>	(Dejean, 1826)	Dro_long
<i>Paranchus albipes</i>	<i>P. albipes</i>	(Fabricius, 1796)	Par_albi
<i>Paratachys bistriatus</i>	<i>P. bistriatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Par_bist
<i>Patrobus assimilis</i>	<i>P. assimilis</i>	Chaudoir, 1844	Pat_assi
<i>Patrobus atrorufus</i>	<i>P. atrorufus</i>	(Stroem, 1768)	Pat_atro
<i>Patrobus australis</i>	<i>P. australis</i>	Sahlberg, 1875	Pat_aust
<i>Patrobus septentrionis</i>	<i>P. septentrionis</i>	Dejean, 1828	Pat_sept
<i>Patrobus styriacus</i>	<i>P. styriacus</i>	Chaudoir, 1871	Pat_styr
<i>Perigona nigriceps</i>	<i>P. nigriceps</i>	(Dejean, 1831)	Per_nigr
<i>Philorhizus notatus</i>	<i>P. notatus</i>	(Stephens, 1827)	Phi_nota
<i>Philorhizus sigma</i>	<i>P. sigma</i>	(P. Rossi, 1790)	Phi_sigm
<i>Platynus livens</i>	<i>P. livens</i>	(Gyllenhal, 1810)	Pla_live
<i>Platynus scrobiculatus</i>	<i>P. scrobiculatus</i>	(Fabricius, 1801)	Pla_scro
<i>Poecilus cupreus</i>	<i>P. cupreus</i>	(Linnaeus, 1758)	Poe_cupr
<i>Poecilus lepidus</i>	<i>P. lepidus</i>	(Leske, 1785)	Poe_lepi
<i>Poecilus versicolor</i>	<i>P. versicolor</i>	(Sturm, 1824)	Poe_vers
<i>Pterostichus aethiops</i>	<i>P. aethiops</i>	(Panzer, 1796)	Pte_aeth
<i>Pterostichus anthracinus</i>	<i>P. anthracinus</i>	(Illiger, 1798)	Pte_anth
<i>Pterostichus aterrimus</i>	<i>P. aterrimus</i>	(Herbst, 1784)	Pte_ater
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	<i>P. burmeisteri</i>	Heer, 1838	Pte_burm
<i>Pterostichus cristatus</i>	<i>P. cristatus</i>	(Dufour, 1820)	Pte_cris
<i>Pterostichus diligens</i>	<i>P. diligens</i>	(Sturm, 1824)	Pte_dili
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>	<i>P. fasciatopunctatus</i>	(Creutzer, 1799)	Pte_fasc
<i>Pterostichus gracilis</i>	<i>P. gracilis</i>	(Dejean, 1828)	Pte_grac
<i>Pterostichus hagenbachi</i>	<i>P. hagenbachi</i>	(Sturm, 1824)	Pte_hage
<i>Pterostichus illigeri sudeticus</i>	<i>P. sudeticus</i>	Gerhardt, 1909	Pte_sude
<i>Pterostichus madidus</i>	<i>P. madidus</i>	(Fabricius, 1775)	Pte_madi
<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>P. melanarius</i>	(Illiger, 1798)	Pte_meln
<i>Pterostichus melas</i>	<i>P. melas</i>	(Creutzer, 1799)	Pte_mels
<i>Pterostichus minor</i>	<i>P. minor</i>	(Gyllenhal, 1827)	Pte_mino

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Pterostichus negligens</i>	<i>P. negligens</i>	(Sturm, 1824)	Pte_negl
<i>Pterostichus niger</i>	<i>P. niger</i>	(Schaller, 1783)	Pte_nige
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)	<i>P. nigrita</i> (agg.)	n.a.	Pte_nigr_ag
<i>Pterostichus nigrita</i> (agg.)_SUM	<i>P. nigrita</i> (agg.)_SUM	n.a.	Pte_rhae_nig_S
<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)	<i>P. nigrita</i> (s.str.)	n.a.	Pte_nigr_str
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	<i>P. oblongopunctatus</i>	(Fabricius, 1787)	Pte_oblo
<i>Pterostichus ovoideus</i>	<i>P. ovoideus</i>	(Sturm, 1824)	Pte_ovoi
<i>Pterostichus panzeri</i>	<i>P. panzeri</i>	(Panzer, 1803)	Pte_panz
<i>Pterostichus pumilio</i>	<i>P. pumilio</i>	(Dejean, 1828)	Pte_pumi
<i>Pterostichus quadriveolatus</i>	<i>P. quadriveolatus</i>	Letzner, 1852	Pte_quad
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	<i>P. rhaeticus</i>	Heer, 1837	Pte_rhae_str
<i>Pterostichus selmanni rouwali</i>	<i>P. selmanni</i>	Schauberger, 1927	Pte_selm
<i>Pterostichus strenuus</i>	<i>P. strenuus</i>	(Panzer, 1796)	Pte_stre
<i>Pterostichus subsinuatus</i>	<i>P. subsinuatus</i>	(Dejean, 1828)	Pte_subs
<i>Pterostichus transversalis</i>	<i>P. transversalis</i>	(Duftschmid, 1812)	Pte_tran
<i>Pterostichus unctulatus</i>	<i>P. unctulatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Pte_unct
<i>Pterostichus vernalis</i>	<i>P. vernalis</i>	(Panzer, 1796)	Pte_vern
<i>Sericoda bogemanni</i>	<i>S. bogemanni</i>	(Gyllenhal, 1813)	Ser_boge
<i>Sericoda quadripunctata</i>	<i>S. quadripunctata</i>	(De Geer, 1774)	Ser_quad
<i>Stenolophus mixtus</i>	<i>S. mixtus</i>	(Herbst, 1784)	Ste_mixt
<i>Stenolophus teutonius</i>	<i>S. teutonius</i>	(Schrank, 1781)	Ste_teut
<i>Stomis pumicatus</i>	<i>S. pumicatus</i>	(Panzer, 1796)	Sto_pumi
<i>Syntomus foveatus</i>	<i>S. foveatus</i>	(Geoffroy, 1785)	Syn_fove
<i>Syntomus obscuroidatus</i>	<i>S. obscuroidatus</i>	(Duftschmid, 1812)	Syn_obsc
<i>Syntomus truncatellus</i>	<i>S. truncatellus</i>	(Linnaeus, 1761)	Syn_trun
<i>Synuchus nivalis</i>	<i>S. nivalis</i>	(Illiger, 1798)	Syn_niva
<i>Tachyta nana</i>	<i>T. nana</i>	(Gyllenhal, 1810)	Tac_nana
<i>Trechoblemus micros</i>	<i>T. micros</i>	(Herbst, 1784)	Tre_micr
<i>Trechus alpicola</i>	<i>T. alpicola</i>	Sturm, 1825	Tre_alpi
<i>Trechus amplicollis</i>	<i>T. amplicollis</i>	Fairmaire, 1859	Tre_ampl
<i>Trechus montanellus</i>	<i>T. montanellus</i>	Gemminger & Harold, 1868	Tre_mont
<i>Trechus nigrinus</i>	<i>T. nigrinus</i>	Putzeys, 1847	Tre_nigr
<i>Trechus obtusus</i>	<i>T. obtusus</i>	Erichson, 1837	Tre_obtu
<i>Trechus pilisensis</i>	<i>T. pilisensis</i>	Csiki, 1918	Tre_pili
<i>Trechus pulchellus</i>	<i>T. pulchellus</i>	Putzeys, 1846	Tre_pulc
<i>Trechus quadristriatus</i>	<i>T. quadristriatus</i>	(Schrank, 1781)	Tre_quad
<i>Trechus rotundipennis</i>	<i>T. rotundipennis</i>	(Duftschmid, 1812)	Tre_rotu
<i>Trechus rubens</i>	<i>T. rubens</i>	(Fabricius, 1792)	Tre_rube
<i>Trechus splendens</i>	<i>T. splendens</i>	Gemminger & Harold, 1868	Tre_sple
<i>Trichocellus cognatus</i>	<i>T. cognatus</i>	(Gyllenhal, 1827)	Tri_cogn
<i>Trichocellus placidus</i>	<i>T. placidus</i>	(Gyllenhal, 1827)	Tri_plac
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	<i>T. laevicollis</i>	(Duftschmid, 1812)	Tri_laev
<i>Trichotichnus nitens</i>	<i>T. nitens</i>	(Heer, 1837)	Tri_nite

Häufige Synonyme sind in der Tabelle A.2.1.2. aufgeführt, ohne Anspruch auf Vollständigkeit.

Tab. A.2.1.2. Verwendete Artnamen und zugehörige Synonyme (rot: kritische Taxa; dabei: Taxa in Klammern bisher nicht in Bayern bzw. nicht im Datensatz; Erl. sh. Text)

Korreakter Name	Synonyme; andere Schreibweisen, Unterartnamen, Gattungszugehörigkeit, Aggregaten kritischer Taxa zugerechnete Taxa
<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>Abax ater</i>
<i>Agonum emarginatum</i>	<i>Agonum afrum</i> , <i>A. moestum</i>
<i>Agonum moestum</i> (agg.)_SUM	<i>Agonum emarginatum</i> , <i>A. moestum</i> (agg.), (<i>A. duftschmidi</i>)
<i>Agonum muelleri</i>	<i>Agonum mülleri</i>
<i>Amara gebleri</i>	<i>A. helleri</i>
<i>Amara communis</i> (agg.)_SUM	<i>Amara communis</i> (agg.), <i>A. communis</i> (s.str.), <i>A. convexior</i> , <i>A. makolskii</i> , <i>A. pulpani</i>
<i>Amara makolskii</i>	<i>A. pseudocommunis</i>
<i>Amara praetermissa</i>	<i>A. pallens</i>
<i>Anchomenus dorsalis</i>	<i>Platynus dorsalis</i>
<i>Asaphidion flavipes</i> (agg.)_SUM	<i>Asaphidion austriacum</i> , <i>A. curtum</i> , <i>A. flavipes</i> (agg.), <i>A. flavipes</i> (s.str.), (<i>A. stierlini</i>)
<i>Badister bullatus</i>	<i>B. bipustulatus</i>
<i>Badister collaris</i>	<i>B. anomalus</i>
<i>Badister meridionalis</i>	<i>B. kineli</i>
<i>Bembidion bruxellense</i>	<i>Bembidion rupestre</i>
<i>Bembidion cruciatum</i>	ssp. <i>bualei</i> (beim alten wie beim neuen Namen); <i>Bembidion andreae</i>
<i>Bembidion deletum</i>	<i>B. nitidulum</i>
<i>Bembidion illigeri</i>	<i>B. genei</i> (illigeri), <i>B. tetragrammum</i> (illigeri), <i>B. quadriguttatus</i>
<i>Bembidion mannerheimii</i>	<i>Bembidion mannerheimi</i> , <i>B. unicolor</i>
<i>Bembidion tetracolum</i>	<i>B. ustulatum</i>
<i>Bradycellus ruficollis</i>	<i>B. similis</i> , <i>Acupalpus similis</i>
<i>Bradycellus caucasicus</i>	<i>B. collaris</i>
<i>Calathus rotundicollis</i>	<i>Calathus piceus</i>
<i>Carabus sylvestris</i>	<i>Carabus silvestris</i>
<i>Carabus ulrichii</i>	<i>C. ullrichii</i> , <i>C. ullrichi</i>
<i>Carabus variolosus nodulosus</i>	<i>C. nodulosus</i>
<i>Carabus violaceus</i> _SUM	<i>Carabus violaceus</i> (s.str.), <i>C. (violaceus) purpurascens</i>
<i>Cicindela sylvicola</i>	<i>C. sylvicola</i>
<i>Clivina collaris</i>	<i>C. contracta</i>
<i>Cylindera arenaria</i>	<i>Cicindela arenaria</i> , <i>Cicindina arenaria</i>
<i>Dromius schneideri</i>	<i>D. marginellus</i>
<i>Dyschirius tristis</i>	<i>D. luedersi</i>
<i>Elaphropus walkerianus</i>	<i>Tachys walkerianus</i>
<i>Elaphropus parvulus</i>	<i>Tachys parvulus</i>
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	<i>Tachys quadrisignatus</i>
<i>Epaphius rivularis</i>	<i>T. rivularis</i>
<i>Epaphius secalis</i>	<i>T. secalis</i>
<i>Harpalus affinis</i>	<i>H. aeneus</i>
<i>Harpalus griseus</i>	<i>Pseudophonus griseus</i>
<i>Harpalus laevipes</i>	<i>Harpalus quadripunctatus</i>

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Harpalus pumilus</i>	<i>H. vernalis</i>
<i>Harpalus rufipalpis</i>	<i>H. rufitarsis</i>
<i>Harpalus rufipes</i>	<i>Pseudophonus rufipes</i> ; <i>H. pubescens</i>
<i>Harpalus solitarius</i>	<i>H. fuliginosus</i>
<i>Leistus montanus</i>	<i>Leistus montanus kultianus</i> , <i>L. montanus cf. kultianus</i>
<i>Leistus terminatus</i>	<i>Leistus rufescens</i>
<i>Licinus hoffmannseggii</i>	<i>Licinus hoffmannseggi</i>
<i>Limodromus assimilis</i>	<i>Platynus assimilis</i> , <i>Agonum assimile</i>
<i>Molops piceus austriacus</i>	<i>Molops austriacus</i>
<i>Molops piceus_SUM</i>	<i>Molops piceus</i> , <i>M. (piceus) austriacus</i>
<i>Nebria rufescens</i>	<i>Nebria gyllenhali</i>
<i>Notiophilus aestuans</i>	<i>Notiophilus aestuans</i> ; <i>N. pusillus</i>
<i>Notiophilus germinyi</i>	<i>N. germinyi</i> ; <i>N. hypcrita</i>
<i>Ocys harpaloides</i>	<i>Bembidion harpaloides</i>
<i>Ophonus laticollis</i>	<i>Harpalus</i> = <i>Ophonus</i> = <i>Metophonus nitidulus</i> = <i>punctatulus laticollis</i> = <i>punctulatus</i>
<i>Ophonus puncticeps</i>	<i>Harpalus puncticeps</i> ; <i>Metophonus puncticeps</i> ; <i>O. angusticollis</i>
<i>Ophonus puncticollis</i>	<i>Harpalus puncticollis</i> ; <i>Metophonus p.</i>
<i>Ophonus rufibarbis</i>	<i>Harpalus rufibarbis</i> ; <i>H. seladon</i> ; <i>H. brevicollis</i> auct. nec.; <i>Metophonus</i> spp.
<i>Oreonebria castanea</i>	<i>Nebria castanea</i>
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	<i>Platynus obscurus</i>
<i>Paranchus albipes</i>	<i>Platynus ruficornis</i>
<i>Paradromius linearis</i>	<i>Dromius linearis</i>
<i>Paradromius longiceps</i>	<i>Dromius longiceps</i>
<i>Paratachys bistratus</i>	<i>Tachys bistratus</i>
<i>Patrobus atrorufus</i>	<i>P. excavatus</i>
<i>Philorhizus notatus</i>	<i>Dromius nigriventris</i> , <i>D. notatus</i>
<i>Poecilus versicolor</i>	<i>P. coeruleascens</i>
<i>Poecilus lepidus</i>	<i>P. virens</i>
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	<i>P. metallicus</i>
<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>P. vulgaris</i>
<i>Pterostichus nigrita (agg.)_SUM</i>	<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.), <i>P. nigrita</i> (agg.), <i>P. rhaeticus</i>
<i>Pterostichus minor</i>	<i>P. brunneus</i>
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>	<i>P. angustatus</i>
<i>Trechus pilisensis</i>	<i>T. cardioderus pilisensis</i> , <i>T. cardioderus</i>

A.2.2. Arten mit Arealbeschränkungen

Wie in Kapitel 2.1.5. dargestellt sind manche Arten natürlicherweise nicht über ganz Bayern verbreitet, was unterschiedliche Ursachen haben kann. Die Tatsache, dass eine Art in Bayern einen natürlichen Arealrand erreicht, oder ihre Ausbreitung hier derzeit rezent auch noch abläuft oder abgelaufen ist, muss bei der Berechnung der Stetigkeiten der Art in den Habitattypen berücksichtigt werden. Nicht relevant sind hier hingegen natürlich jene Verbreitungsmuster, die auf Habitatansprüchen beruhen, wie auf höhere Lagen oder auf Moore beschränkte Arten, die in bestimmten Landesteilen fehlen, weil ihre Ansprüche hier nicht erfüllt werden. Es geht hierbei also v.a. um jene Arten, die nacheiszeitlich noch nicht alle für sie geeigneten Teile Bayern besiedeln konnten. Gerade bei rezenten Ausbreitern wie *Leistus rufomarginatus* und *Nebria salina* ist die Einschätzung, ob eine Art zum Zeitpunkt der Datenerhebungen bereits im Gebiet vorhanden war, schwierig.

Der Eintrag „(entfällt)“ in Tabelle A.2.2.1. gibt an, wenn ein eingeschränkter Verbreitungstyp geprüft, aber wieder verworfen wurde. Der Eintrag „(eig. Kulisse)“ gibt an, wenn für das natürlicherweise beschränkte Verbreitungsareal der Art ein eigener räumlicher Schlüssel verwendet wurde, da sich die Verbreitung nicht über die verwendete räumliche Gliederung Bayerns (vgl. Kapitel 2.1.5.) abbilden ließ. Gründe für ein solches, artspezifisch definiertes Areal, das sehr restriktiv angewandt wurde (nur für 2 Arten) können komplexe, Eiszeitbedingte Verbreitungsmuster sein (vgl. für *Carabus menetriesi* Müller-Kroehling et al. 2013).

Tab. A.2.2.1. Arten mit (natürlichen) Arealbeschränkungen in Bayern; Erläuterungen im Text

Taxon	Beschreibung der Verbreitung in BY	Verbreitungstyp
<i>Agonum ericeti</i>	Speziell definiertes Areal, da Bayerischer Wald nur zur Moldau entwässernde Teile; nicht Rhön	(eig. Kulisse)
<i>Amara erratica</i>	BY incl. Rhön, über Höhenlage	(entfällt)
<i>Amara nigricornis</i>	BY incl. Rhön, über Höhenlage	(entfällt)
<i>Amara schimperi</i>	Südbayern ohne Bayerischer Wald	S(+A)
<i>Aptinus bombardia</i>	Nur südöstlicher Bayerischer Wald	O3 (tlw.)+S3 (Neuburger Wald)
<i>Bembidion cruciatum</i>	Südbayern ohne Bayerischer Wald	S(+A)
<i>Bembidion decoratum</i>	Südbayern incl. Bayerischer Wald, aber auch Untermain	(entfällt)
<i>Bembidion doderoi</i>	Südbayern incl. Bayerischer Wald	S (+A)+O2/O3
<i>Bembidion gilvipes</i>	Nordbayern	N1+N2+N3+O1
<i>Bembidion schueppelii</i>	Südbayern incl. Bayerischer Wald	S(+A)+O2/O3
<i>Bembidion starkii</i>	Südbayern ohne Bayerischer Wald	S(+A)
<i>Calathus rotundicollis</i>	NW-Bayern; rezenter, aber wohl potenziell bereits vollständiger Ausbreiter nördlich der Donau	N
<i>Carabus auratus</i>	W-Bayern	N+S1/S2
<i>Carabus hortensis</i>	Offenbar mittlerweile ganz Bayern, auch der Westen	(entfällt)
<i>Carabus linnei</i>	Ostbayern	O
<i>Carabus menetriesi pacholei</i>	Ostbayern, Allgäu (tlw.), Rupertigau (tlw.)	(eig. Kulisse)
<i>Carabus monilis</i>	W-Bayern (an Donau bis Regensburg)	N+S1/S2
<i>Carabus problematicus</i>	Nördlich der Donau incl. gesamtes Ostbayern	N+O
<i>Carabus scheidleri</i>	Südostbayern	S3(+A3)+O3
<i>Carabus sylvestris</i>	Ostbayern	O(+A)
<i>Carabus variolosus nodulosus</i>	Südlich der Donau und Bayerischer Wald	S(+A)+O (in S wohl natürliche Lücke zwischen Isar und Donau, hier nicht berücksichtigt)
<i>Harpalus progrediens</i>	Südlich der Donau (ohne BW)	S(+A)
<i>Leistus nitidus</i>	Alpen, ganz vereinzelt in das Vorland einstrahlend	A(+angrenzende Bereiche von S)
<i>Leistus rufomarginatus</i>	V.a. W-Bayern (aber: Isartal/-leite und Donauleite!), rezenter Ausbreiter	N+S1/S2
<i>Leistus spinibarbis</i>	NW-Bayern	N1

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Molops ovipennis</i>	Österreich (Vergleichsdaten SHK)	(Österreich)
<i>Molops piceus austriacus</i>	Südbayern	S?(+A)
<i>Nebria salina</i>	Rezenter Zuwanderer aus Westen; Fund bei Neumarkt/Opf. (2004) legt nahe, dass die Art auch günstige Gebiete in der östlichen Landeshälfte bereits erreicht haben kann	(entfällt)
<i>Notiophilus rufipes</i>	NW-Bayern	N
<i>Oreonebria castanea</i>	Bayerischer Wald +Alpen	O2+O3+A
<i>Oreonebria castanea sumavica</i>	Bayerischer Wald	O2+O3
<i>Platynus scrobiculatus</i>	Südostbayern und (südl./östl.) Bayerischer Wald	S3+O3, +leicht nach O2 hereinragend
<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i>	Südbayern und (südl./östl.) Bayerischer Wald	S+O2/O3
<i>Pterostichus madidus</i>	NW-BY	N1+N2+N3(+kleinflächig S1)
<i>Pterostichus pumilio</i>	Ganz BY? In NO evtl. nur nie nachgewiesen, da mglw. sehr lokal? Evtl. erloschen?	(entfällt)
<i>Pterostichus transversalis</i>	Südostbayern+(südl.) Bayerischer Wald	S3+O3
<i>Pterostichus unctulatus</i>	Südbayern+Bayerischer Wald, hier aber offenbar extrem lokal und selten	S(+A)
<i>Trechus alpicola</i>	Bayerischer Wald und Alpen	O2+O3
<i>Trechus splendens</i>	BY incl. Rhön	(entfällt)
<i>Trichotichnus nitens</i>	W-Bayern	N1+N2+S1

A.2.3.: Abkürzungen

Die folgenden Abkürzungen werden im Text und den Tabellen verwendet, neben den Abkürzungen der Habitattypen und ihrer Konvolute (vgl. Anlage A1).

§30	§30 BNatschG
AA FFH	Arbeitsanweisung für die Fertigung von FFH-Managementplänen (Waldteil) (LWF 2004)
AD	Altdurchforstung (Bestand ab halber Umtriebszeit, bis zum Einsetzen der Verjüngungsnutzung)
Akr.	Abkürzung; hier die Kurznamen der Habitattypen
arb.	vorwiegend arboricole Art
ASK	Artenschutzkartierung bzw. deren Daten beinhaltende Datenbank des LfU
BA	Baumart
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGR	Biogeographische Region der FFH-Richtlinie (kont.=kontinentale; alp.=alpine)
BMW	Bergmischwald
Bu	Buche (meint im Kontext dieser Arbeit im Zweifelsfall die Rotbuche, <i>Fagus sylvatica</i>)
BWI	Bundeswaldinventur
DCA	Detrended Correspondence Analysis
DG	Deckungsgrad (in %)
Ei	Eiche (meint als forstüblicher Sammelbegriff im Kontext dieser Arbeit im Zweifelsfall die Stiel- (<i>Quercus robur</i>) und die Traubeneiche (<i>Q. petraea</i>))
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
Fi	Fichte (meint im Kontext dieser Arbeit im Zweifelsfall die Gemeine Fichte, <i>Picea abies</i>)
FH	Feuchthabitat (Feuchtwald und offene Feuchthabitate), mineralisch und organisch
(h)pnV	(heutige) potenziell natürliche Vegetation
HM	Hochmoor (im weiteren Sinne)
HT	Habitattyp
HTB	Habitattypengruppe auf Basis der Bestockung; Ziffernzusatz=3 Aggregationsebenen
HTG	Habitattypengruppe
HTS	Habitattypengruppe auf Basis des Standorts; Ziffernzusatz=3 Aggregationsebenen
Ind.	Individuenzahl (absolute Abundanz)
Ind Val.	Indicator Value der ISA
ISA	Indicator Species Analysis, ISA
JD	Jungdurchforstung (ab Dickungsschluss, bis zur halben Umtriebszeit)
JP	Jungwuchspflege; Jungbestand bis zum Dickungsschluss
KF	Kahlfläche
KS	Kahlschlagfläche
k.v.	Kein Vorkommen
Kie	Kiefer (meint im Kontext dieser Arbeit im Zweifelsfall die Waldkiefer, <i>Pinus sylvestris</i>)
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt (vormals: für Umweltschutz)
LfW	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (nunmehr Teil des LfU)
LRT	FFH-Lebensraumtyp
LH	Landhabitat; Gegenstück zu Feuchthabitat
LWF	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
min.	mineralisch (Mineralboden), d.h. nicht organisch (kein Torf)
N	Anzahl
n.a.	nicht zutreffend („not applicable“)
neg.	negativer Wert (negativer Phi-Koeffizient)
NN	Meereshöhe (Meter über Normal-Null) (m)
NW	Nachweise
NRW	Nordrhein-Westfalen
NWR	Naturwaldreservat (in manchen Bundesländern anders bezeichnet, z.B. Naturwaldzelle, Bannwald), hier der Klarheit halber einheitlich als NWR bezeichnet
org.	organischer Standort, Habitat auf organischem Standort
PF	Probefläche (Erhebungslokalität der Laufkäferfauna mit Bodenfallen); syn. Probestelle
p.p.	pro parte; teilweise
Sa.	Summa (Summe)
s.l.	sensu lato (im weiteren Sinne)
ST_	Stetigkeit (%)
STO	Standort (im forstlichen Sinne; d.h. alle Merkmale, die die Standortbedingungen prägen)
T	Temperatur (°C)
TDr	Jahresdurchschnittstemperatur; synonym mit T verwendet
Ta	Tanne (Tanne meint im Kontext dieser Arbeit im Zweifelsfall die Weißtanne, <i>Abies alba</i>)
TH	Totholz
TL_	Treue auf Basis der Individuenzahl
TS_	Treue auf Basis der Probeflächen
TÜP	Truppenübungsplatz; allgemein für militärische Übungsplätze

WKS Waldklimastation
WS Waldstandorte

Die Kurznamen der Arten (z.B. für die Ordination) finden sich in der Tabelle A.2.1.1., die Kurznamen der Habitattypen und Habitattypengruppen in den Tabellen A.1.1.1., A.1.2.1. sowie A.1.3.1.

Texte in eckigen Klammern stellen Anmerkungen des Verfassers zu Zitaten dar, z.B. im Falle von durch den Verfasser gefertigten Übersetzungen von Zitaten die Wiedergabe des Originaltextes, sofern die vollinhaltliche 1:1-Entsprechung des Ausdrucks nicht hinreichend eindeutig gewährleistet erscheint, wie das z.B. bei bestimmten Moor-Typen der Fall sein kann.

A.2.4.: Glossar

Die folgenden Begriffe werden durch die Arbeit eingeführt bzw. in einer bestimmten Weise verwendet. Ergänzend zur Erläuterung im Text sollen hier die wichtigsten Begriffe zusammengestellt werden.

Abundanz	zahlenmäßige Häufigkeit des Fanges bzw. Vorkommens; meint im Zweifelsfall die Aktivitätsabundanz, die u.a. vom Raumwiderstand der Ausprägung abhängt und daher nicht direkt vergleichbar ist
Affinität	Bevorzugung, im Sinne eines mehr als nur zufälliges Vorkommens in einem Habitat bzw. in Habitaten mit bestimmten Habitatfaktoren
Aggregat	syn. Konvolut (sh. dort); im Zusammenhang mit Arten: Artaggregat, d.h. Taxon mit mehreren zugehörigen kritischen Taxa
Aktivitätsdichte	Fangzahl einer Probestelle, als Maß für die Aktivität der Art
arealbeschränkte Art	Art mit Verbreitung, die natürlicherweise nicht ganz Bayern umfasst
Arealrestriktion	syn. Arealbeschränkung; das Areal der Art umfasst natürlicherweise nicht ganz Bayern
Biplot	DCA-Ordinationsergebnis der Art mit Darstellung der Achsen 1 und 2
Charakterart	Art, die einen Zustand oder einen Habitattyp oder ein Konvolut dadurch kennzeichnet, dass sie in ihrem Vorkommen auf diesen beschränkt ist oder ihn stark präferiert
charakteristische Art	Art, die in einer Beziehung zu einem Habitattyp, Konvolut oder bestimmten Zustand bzw. Habitatfaktoren des Habitattyps steht, und dadurch zu seiner Charakterisierung beiträgt
Dominanz	Häufigkeit der Art in einem Habitat, in Relation zu den Häufigkeiten anderer Arten
geschützter Lebensraum	durch §30 BNatschG geschützter Lebensraum
Habitattyp	auf Grundlage von Standortfaktoren, Vegetation und Lebensraum-prägenden Prozessen typisierter Lebensraum
Habitattypengruppe	Konvolutbildung mehrere Habitate zu einer Gruppe, nach Bestockung oder Standort, in gestaffelter Weise durchgeführt
indikatorisch bedeutsam	charakteristische Art oder Charakterart
Klimaxgesellschaft	Vegetationsgesellschaft, die auf einem Standort zur Ausprägung gelangt, wenn die Waldentwicklung nicht durch Eingriffe oder externe Störungen unterbrochen wird
Konvolut	jede Zusammengruppierung von Habitattypen (syn. Aggregat)
Landhabitat	Habitat auf terrestrischem, d.h. nicht hydromorphem Standort; Gegenstück zu Feuchthabitat
Landwald	Wald auf terrestrischem Standort; Gegenstück zu Feuchtwald
offen	im Sinne von Offenland: unbewaldet, nicht oder kaum beschirmt; sofern offener, unbewachsener Boden gemeint ist, wird von Rohboden oder offenem Boden gesprochen
Ordinationsbild	Lage der Vorkommenspunkte der Art im graphischen Ordinationsergebnis der DCA
Pendant-Habitat	Natürlicherweise offenes, d.h. unbewaldetes Pendant der Waldhabitate der Habitattypengruppe
primär	Habitattyp entspricht der (h)pnV des Standorts, d.h. stellt dessen Klimaxgesellschaft dar
sekundär	Gegenstück zu primär; Habitattyp entspricht auf diesem Standort nicht der (h)pnV, sondern bedarf menschlicher Förderung, oder ist dort nach einem gravierenden Eingriff in den Standort (z.B. Entwässerung) entstanden
Stetigkeit	Regelmäßigkeit des Vorkommens in einer Einheit bzw. einem Konvolut
Treue	Grad der Beschränkung des Vorkommen auf eine Einheit/ein Konvolut
verfahrensselektierte Art	Art, die von einem der hierfür verwendeten Verfahren einem Habitattyp bzw. einem Konvolut als indikatorisch bedeutsam zugewiesen wird
Waldstandort	waldfähiger Standort

Anlage A.3. Ordinationsergebnisse

Weitere Darstellungen der Ordination (HTB1)

Aus Platzgründen werden die Darstellungen der Achsen 1 und 3 sowie 2 und 3 der Ordination hier wiedergegeben (Abb. A.3.1. bis A.3.3.). Es handelt sich um Darstellungen, bei denen die äußeren Achsen-Bereiche beschnitten wurden, um eine größere, besser lesbare Darstellung der Ordinationswolke zu erzielen. Für die unbeschnittene Darstellung vgl. Abb. A.3.4. In den Arten-Biplots sind ebenfalls unbeschnittene Grafiken wiedergegeben.

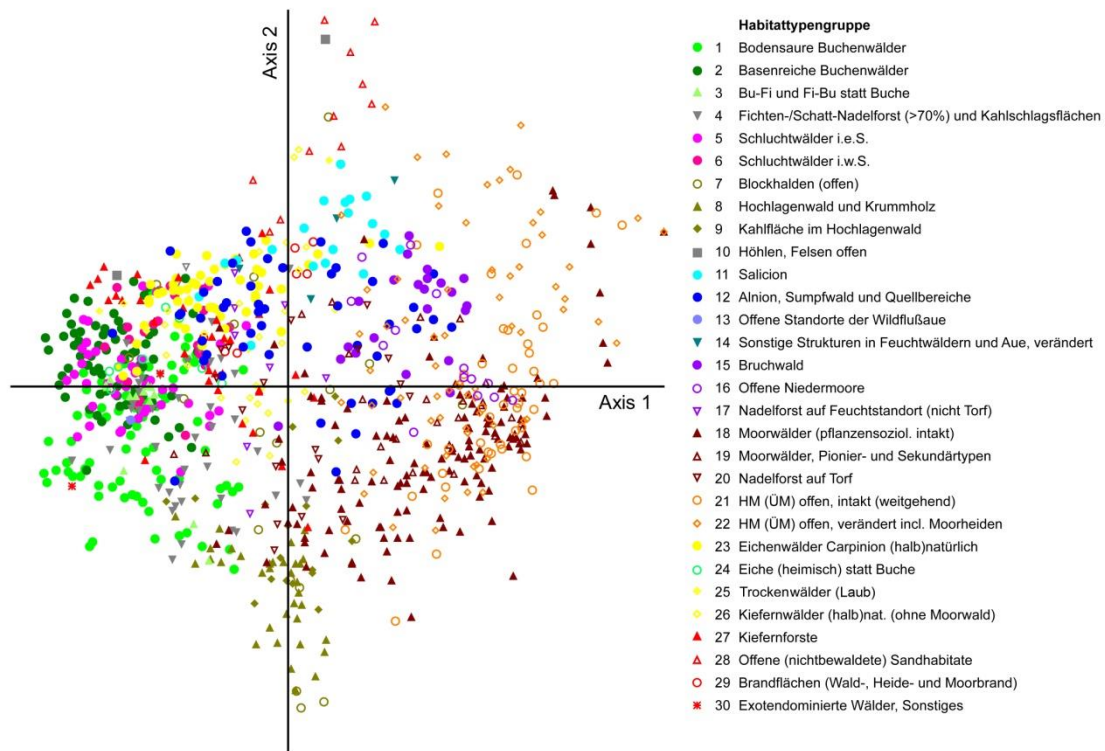


Abb. A.3.1.: Ordination; Achsen 1 und 2; Erläuterungen vgl. Abb. 3.1.

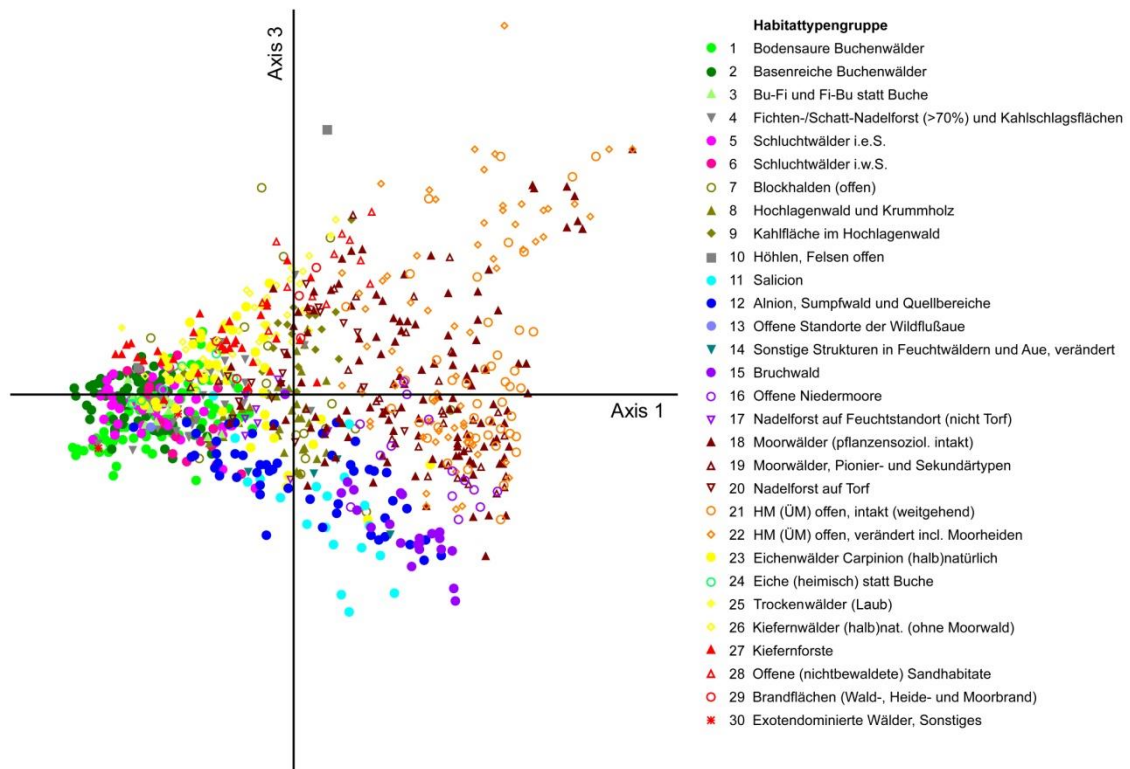


Abb. A.3.1.: Ordination; Achsen 1 und 3; Erläuterungen vgl. Abb. 3.1.

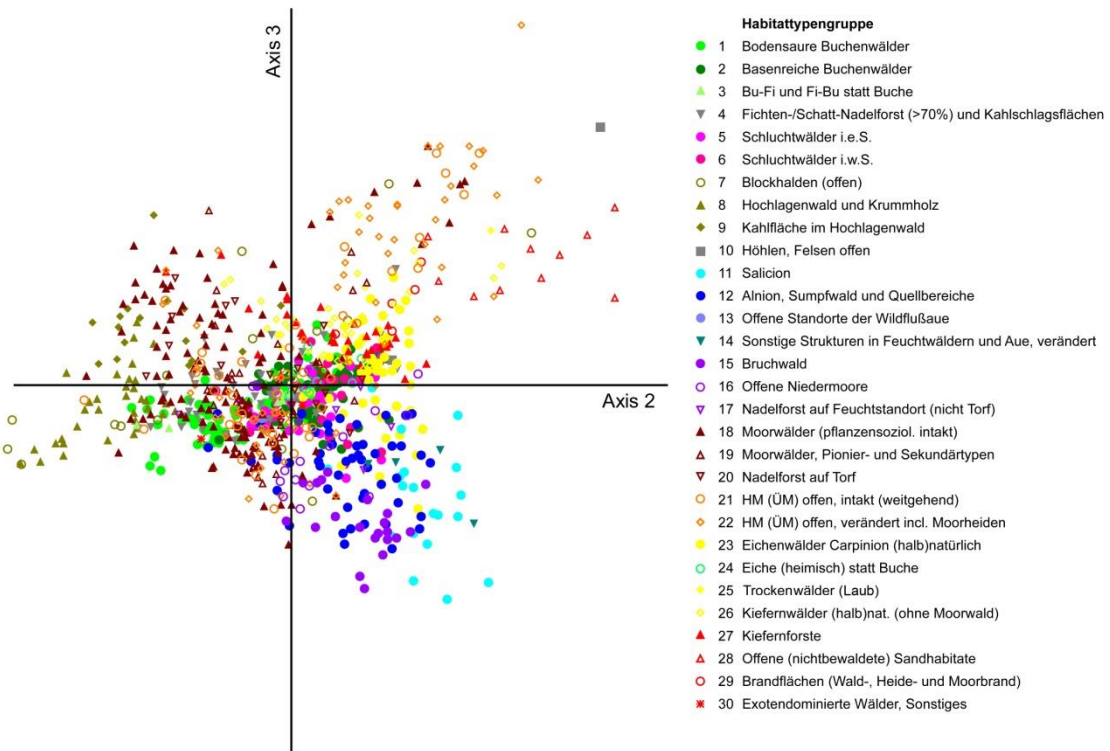


Abb. A.3.3.: Ordination; Achsen 2 und 3; Erläuterungen vgl. Abb. 3.1.

DCA-Grafik, mit nicht beschnittenen Achsen

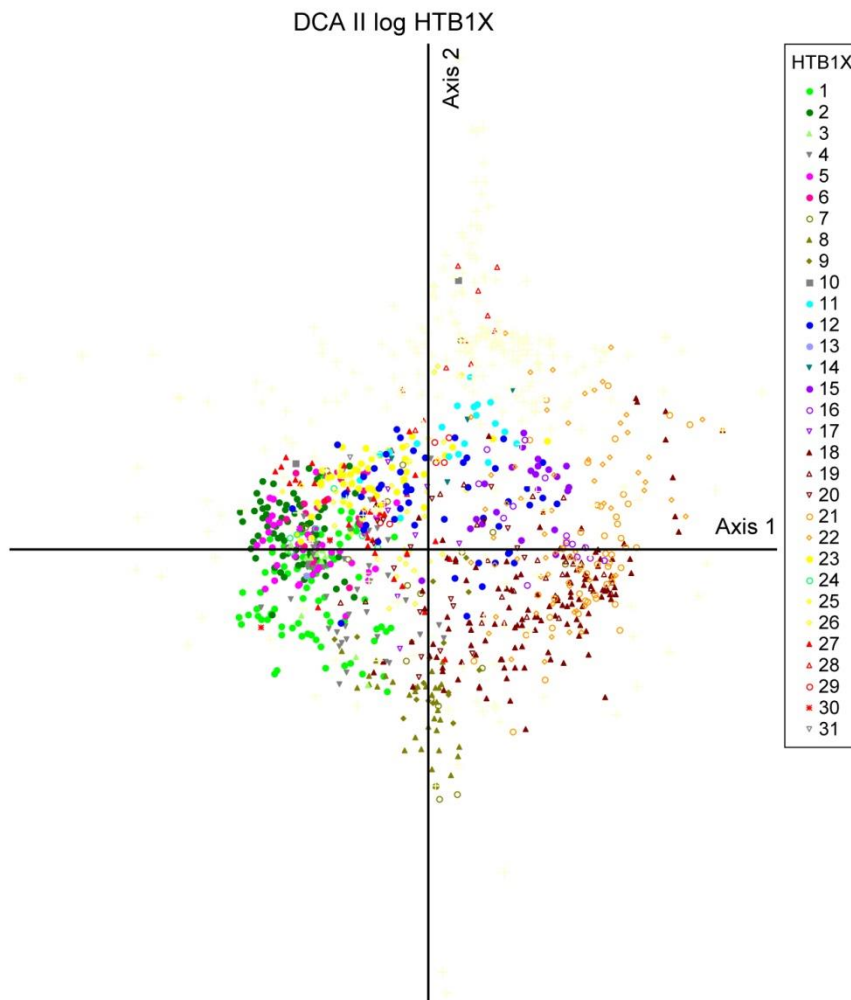


Abb. A.3.4.: Ordination; Achsen 1 und 2; Erläuterungen vgl. Abb. 3.1. und im Text.

Arten-Biplots

Die Arten-Biplots der verfahrensselektierten Arten werden nach Gruppen ähnlicher Ordinationsbilder sortiert abgebildet. Dabei wurde versucht, unabhängig von den Gruppierungen aufgrund der durchgeführten Tests die Arten nach den Ähnlichkeiten der Muster im Ordinationsdiagramm zu gruppieren. V.a. für die Arten mit wenigen Fundpunkten basiert diese Gruppierung auf einer entsprechend geringen Datengrundlage und hat nur vorläufigen Charakter. Für alle Diagramme gilt, dass nur die untersuchten Lebensräume einbezogen sind, solche der offenen Kulturlandschaft mithin fehlen (vgl. Kapitel 2).

Für die nähere Interpretation wird auf Kapitel 3 verwiesen. Ein Register der abgebildeten Biplots findet sich am Schluss dieses Anhanges.

A.3.1. Buchenwälder

Arten mit Vorkommen v.a. in Buchen- und Schluchtwäldern

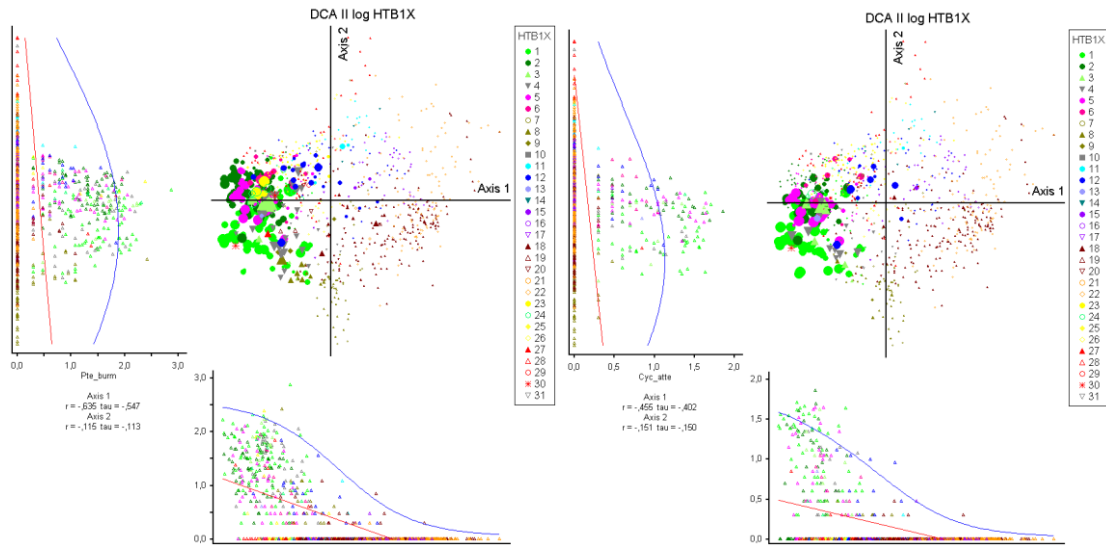


Abb. A.3.5.: DCA für *Pterostichus burmeisteri*, *Cychrus attenuatus*

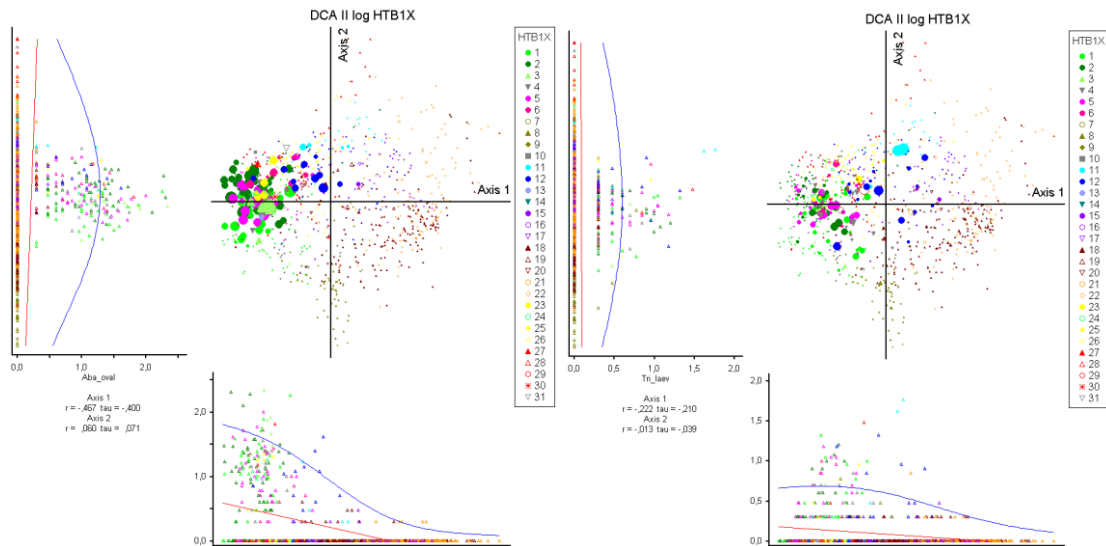


Abb. A.3.6.: DCA für *Abax ovalis*, *Trichotichnus laevicollis*

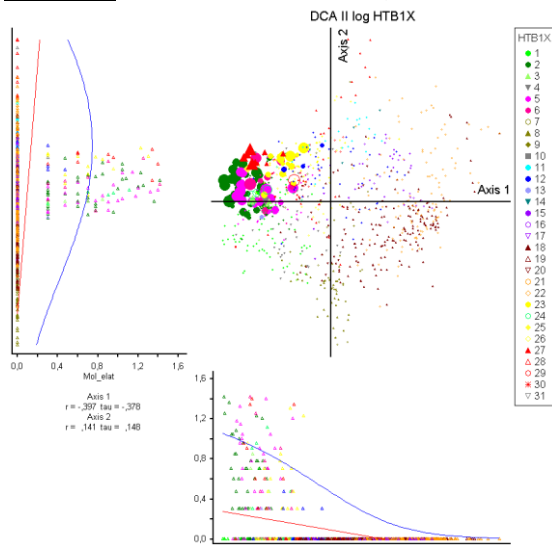


Abb. A.3.7.: DCA für *Molops elatus*

Arten mit Vorkommen in basenreichen Buchen- und anderen Landwäldern

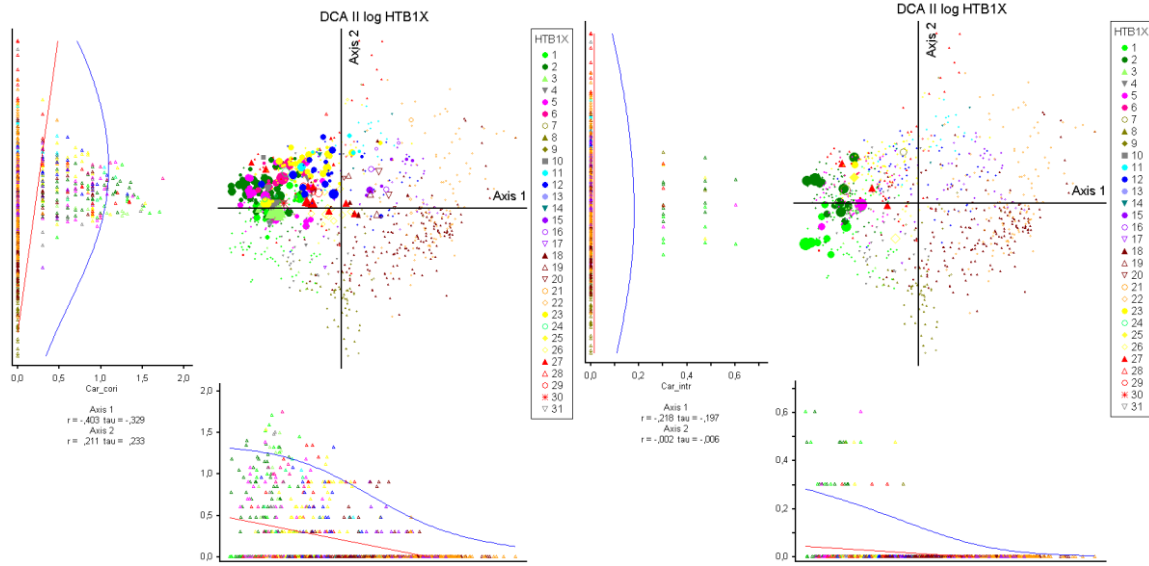


Abb. A.3.8.: DCA für *Carabus coriaceus*, *Carabus intricatus*

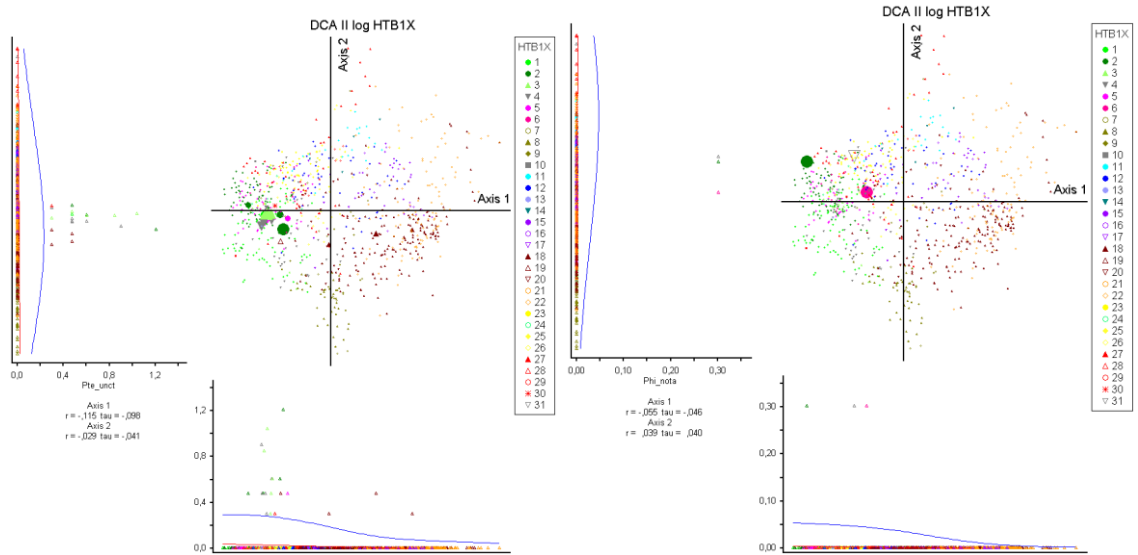


Abb. A.3.9.: DCA für *Pterostichus unctulatus*, *Philorhizus notatus*

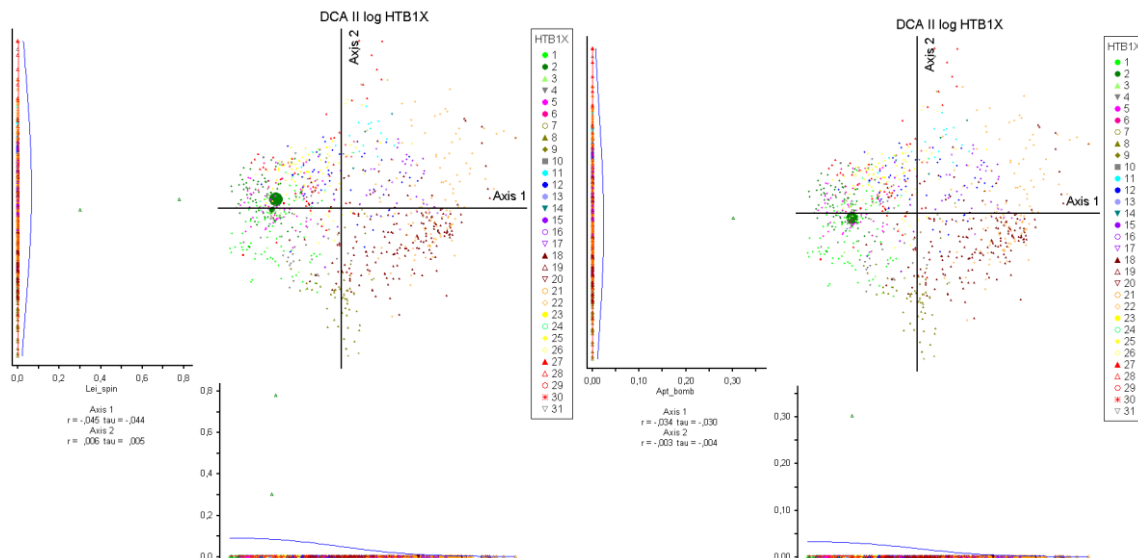


Abb. A.3.10.: DCA für *Leistus spinibarbis*, *Aptinus bombarda*

Arten mit Vorkommen in bodensauren Buchen- und anderen Landwäldern

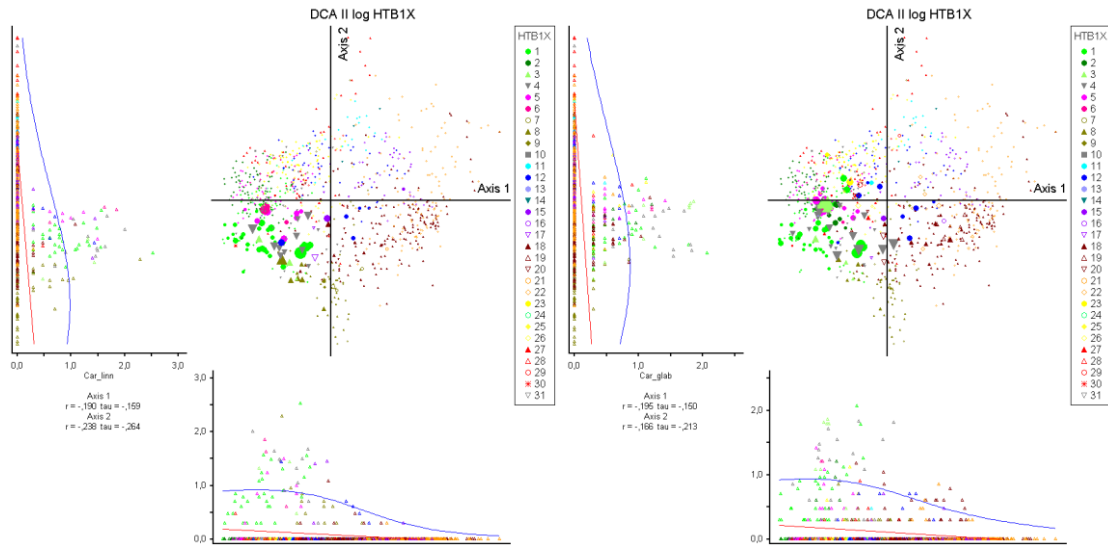


Abb. A.3.11.: DCA für *Carabus linnei*, *Carabus glabratus*

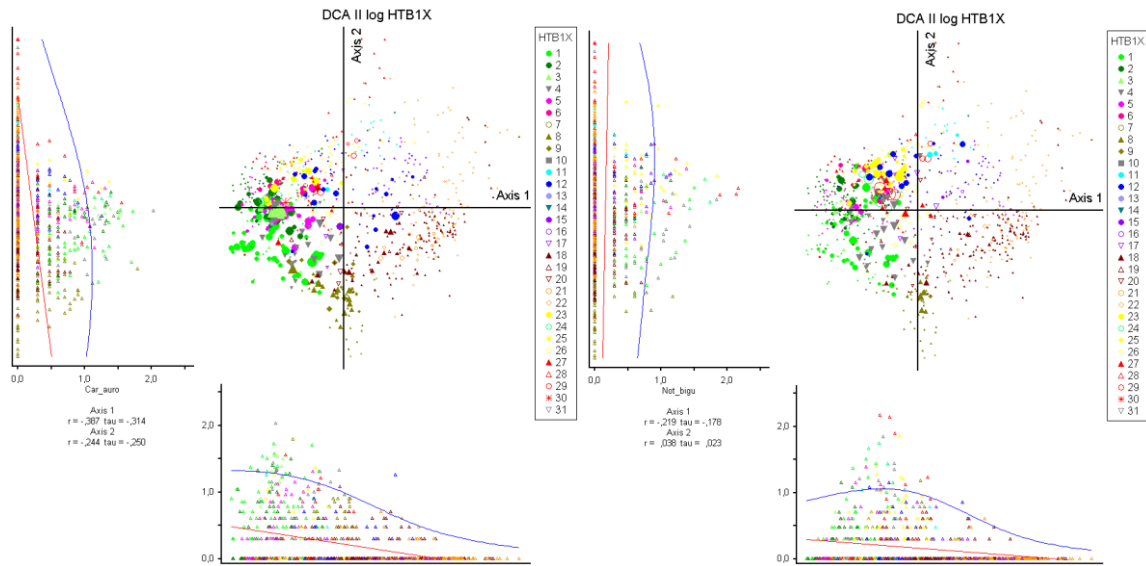


Abb. A.3.12.: DCA für *Carabus auronitens*, *Notiophilus biguttatus*

A.3.2. Schluchtwälder

Arten v.a. der Schlucht- und z.T. in geringerem Umfang auch Bachauwälder sowie basenreichen Buchenwälder

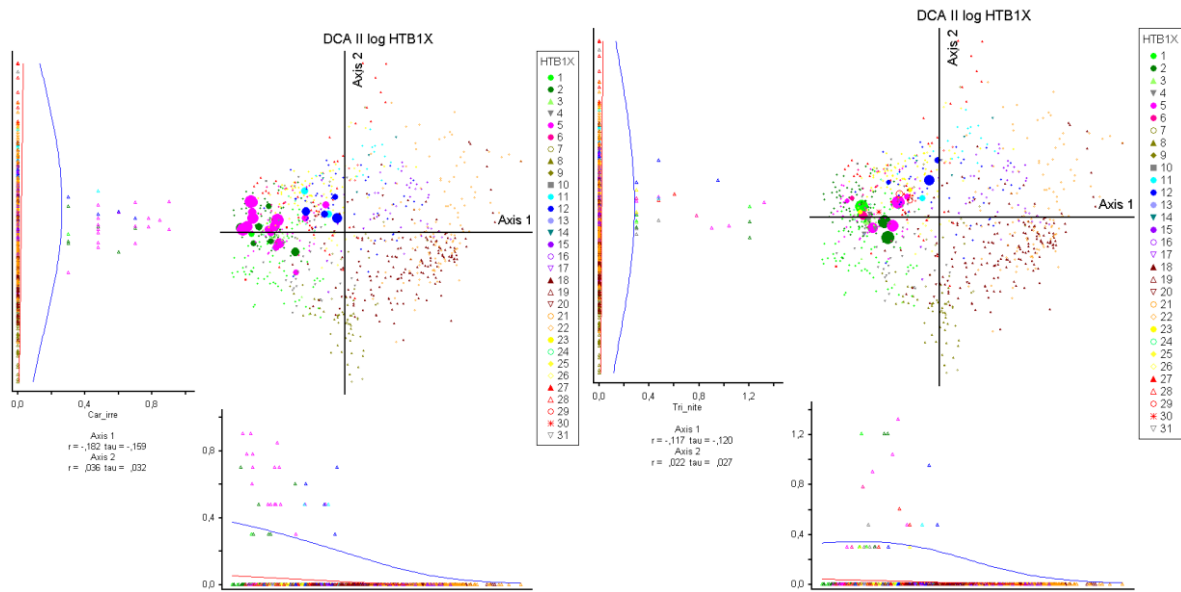


Abb. A.3.13.: DCA für *Carabus irregularis*, *Trichotichnus nitens*

Arten der Schlucht- und Bachauwälder sowie in geringerem Umfang auch Buchenwälder

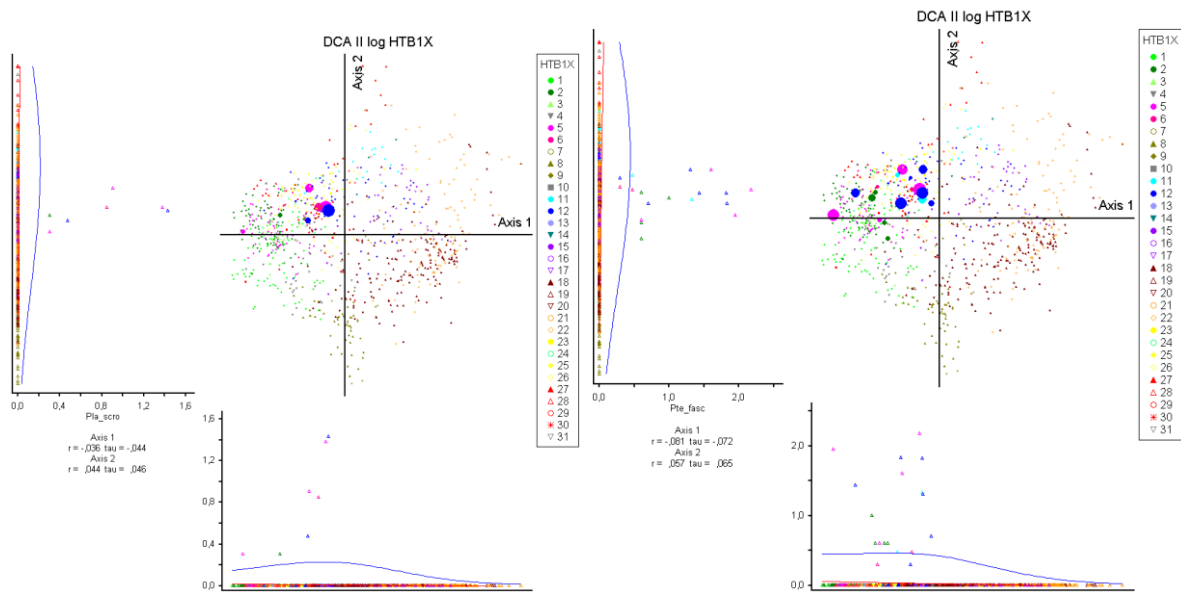


Abb. A.3.14.: DCA für *Platynus scrobiculatus*, *Pterostichus fasciatopunctatus*

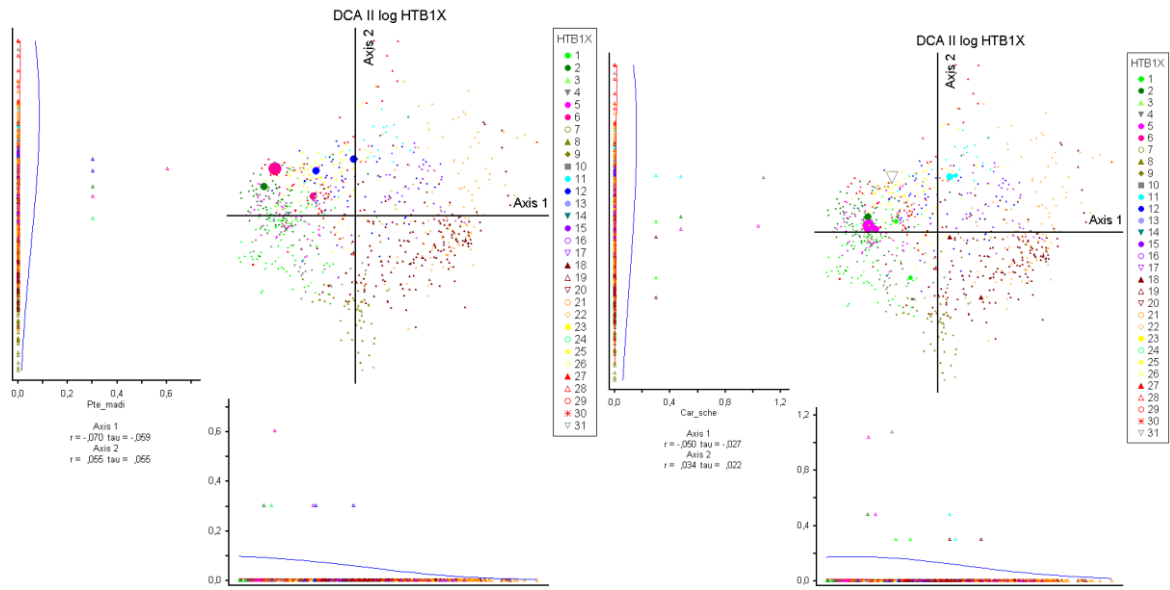


Abb. A.3.15.: DCA für *Pterostichus madidus*, *Carabus scheidleri*

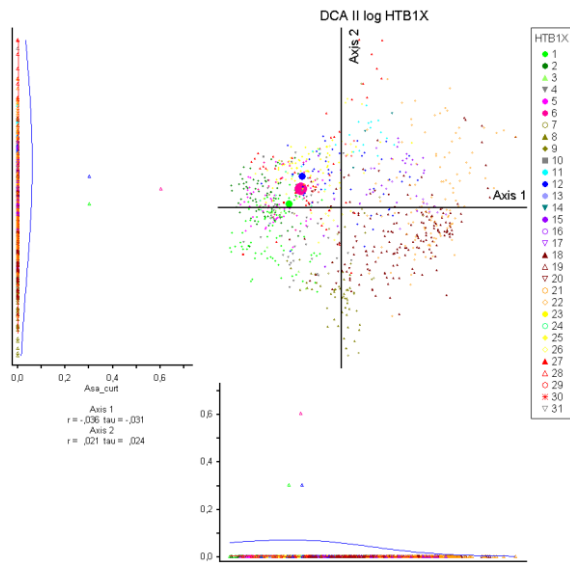


Abb. A.3.16.: DCA für *Asaphidion curtum*

Arten der Schlucht- und in geringerem Umfang z.T. auch Buchenwälder

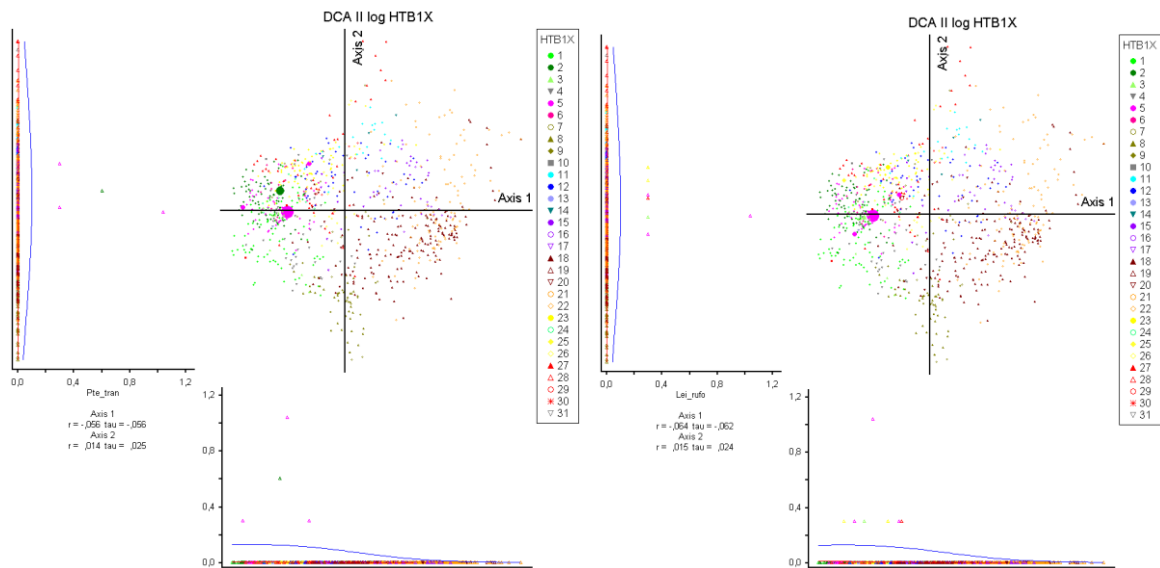


Abb. A.3.17.: DCA für *Pterostichus transversalis*, *Leistus rufomarginatus*

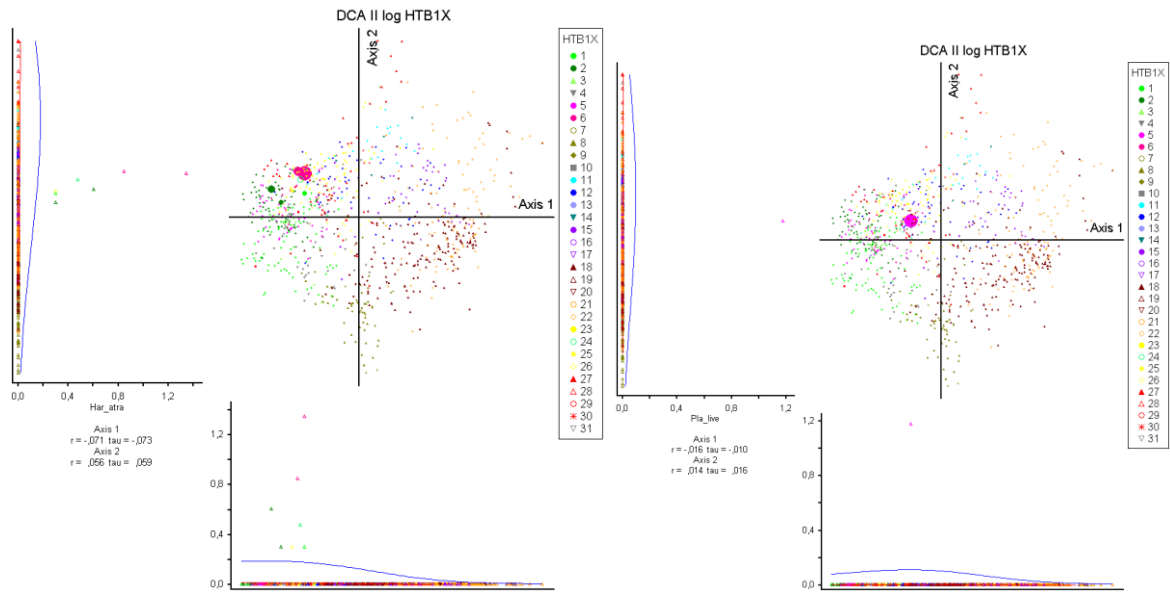


Abb. A.3.18.: DCA für *Harpalus atratus*, *Platynus livens*

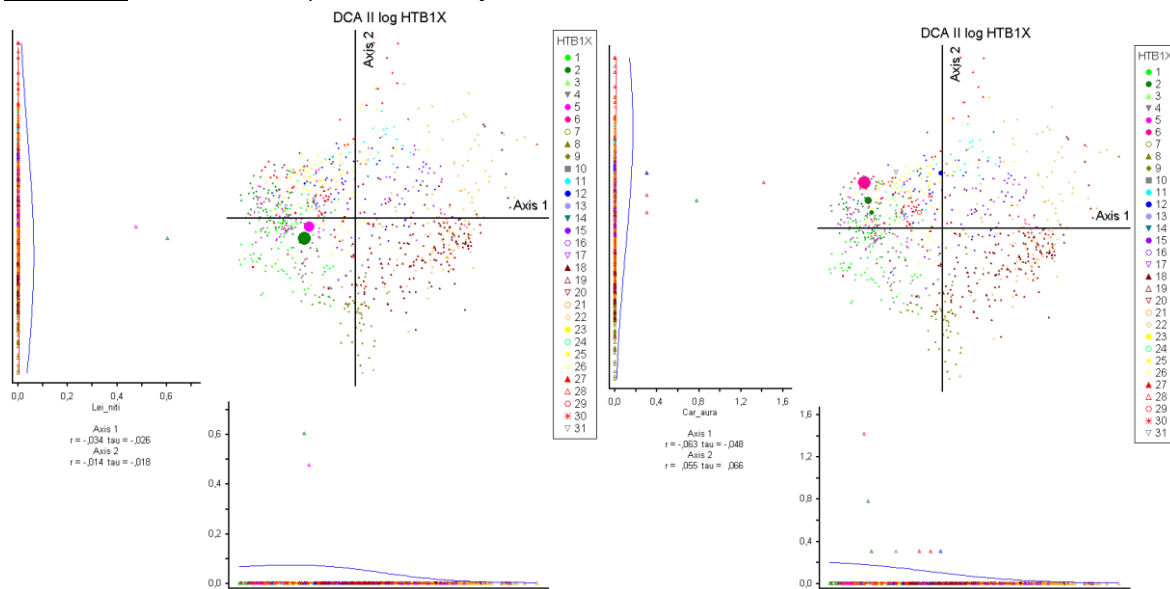


Abb. A.3.19.: DCA für *Leistus nitidus*, *Carabus auratus*

Arten mehrerer Waldtypen

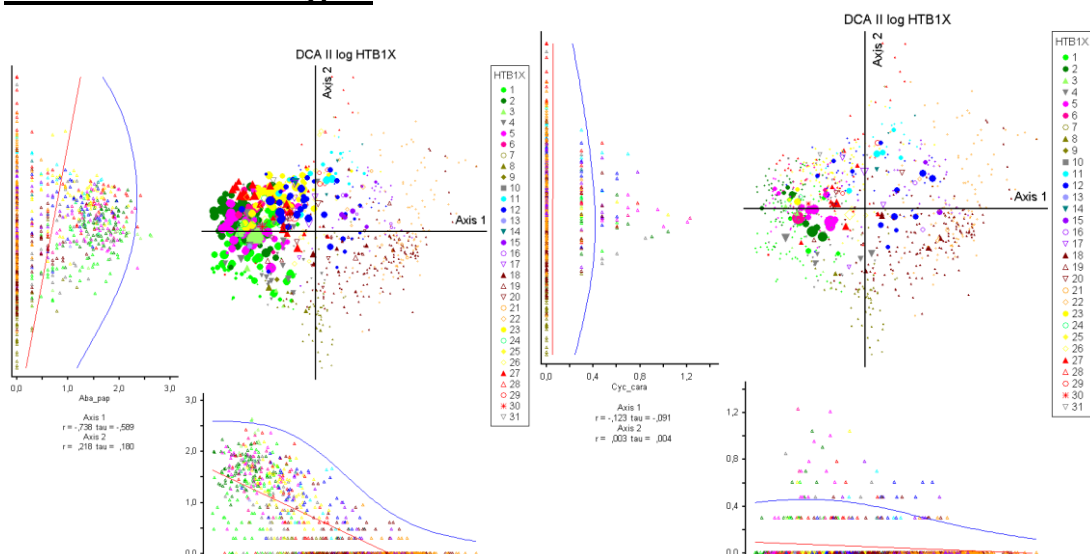


Abb. A.3.20.: DCA für *Abax parallelepipedus*, *Cychrus caraboides*

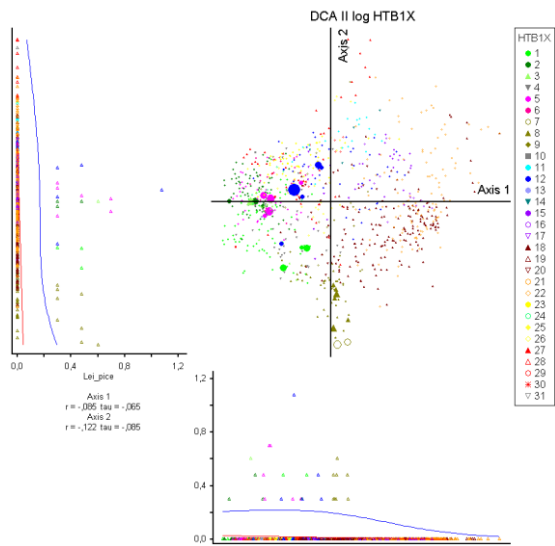


Abb. A.3.21.: DCA für *Leistus piceus*

Die DCA für *Pterostichus burmeisteri* ist im Kapitel Buchenwald wiedergegeben.

A.3.3. Eichenwälder

Die DCA-Grafiken der Arten, die zum Konvolut aus Eichen- und Auwäldern einen besonders starken Bezug haben, sind ebenfalls hier dargestellt.

Arten mit Schwerpunkt in Eichenwäldern

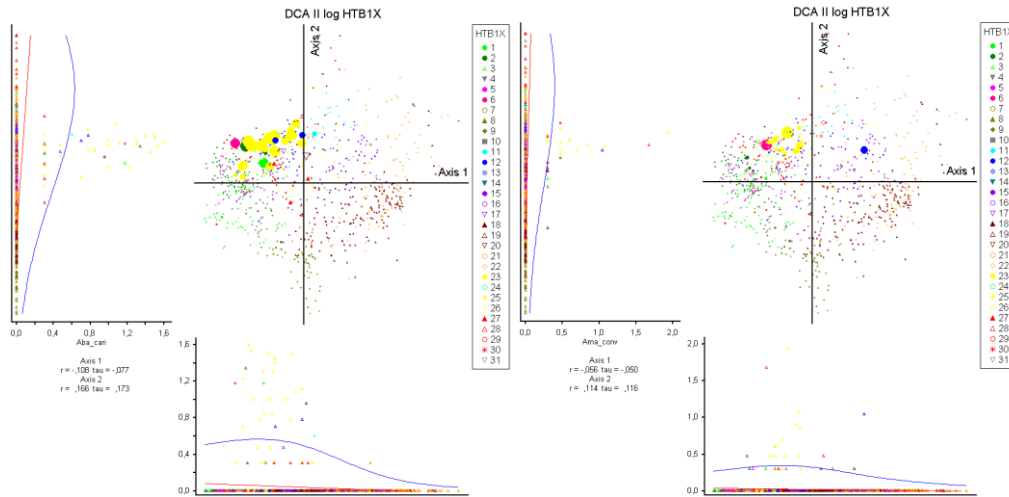


Abb. A.3.22.: DCA für *Abax carinatus*, *Amara convexior*

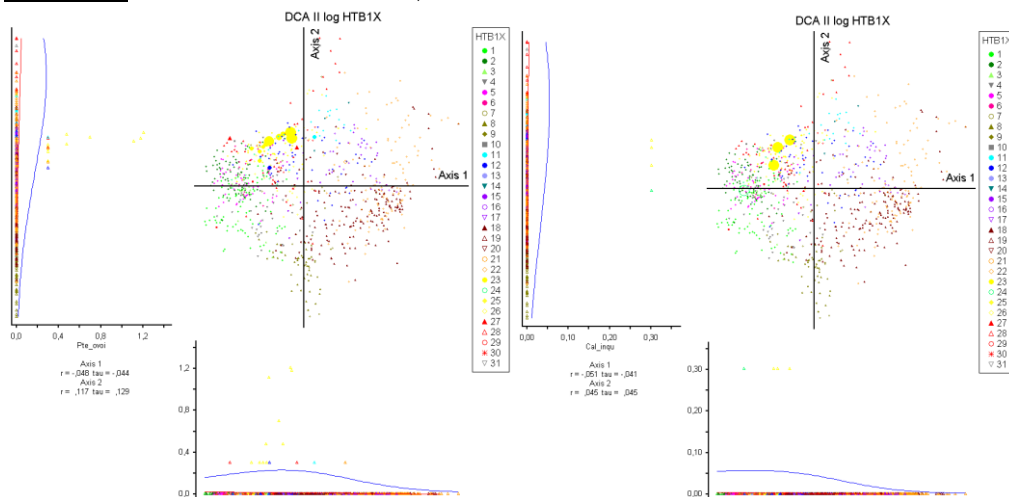


Abb. A.3.23.: DCA für *Pterostichus ovoideus*, *Calosoma inquisitor*

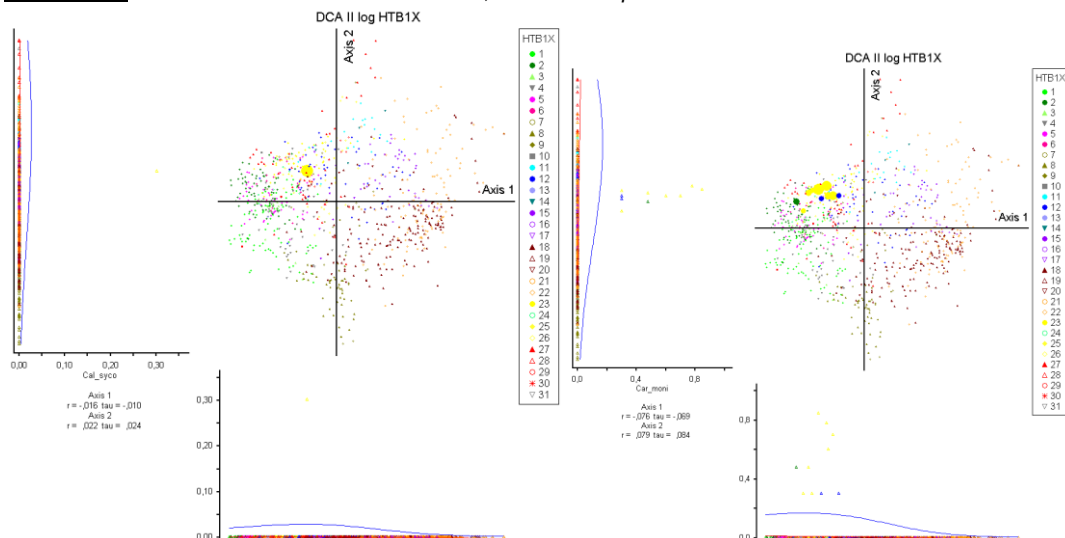


Abb. A.3.24.: DCA für *Calosoma sycophanta*, *Carabus monilis*

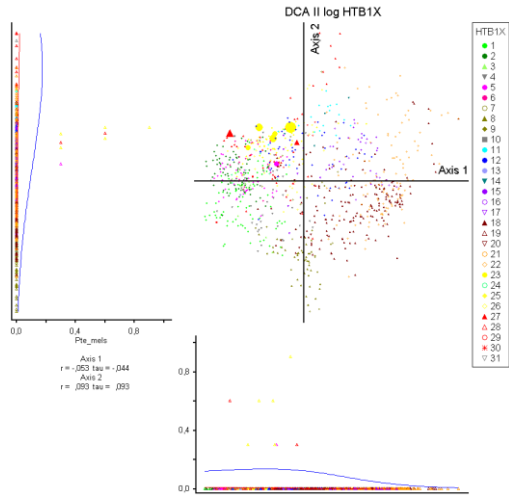


Abb. A.3.25.: DCA für *Pterostichus melas*

Arten verschiedener Waldtypen, v.a. jedoch der Auwälder und Eichenwälder

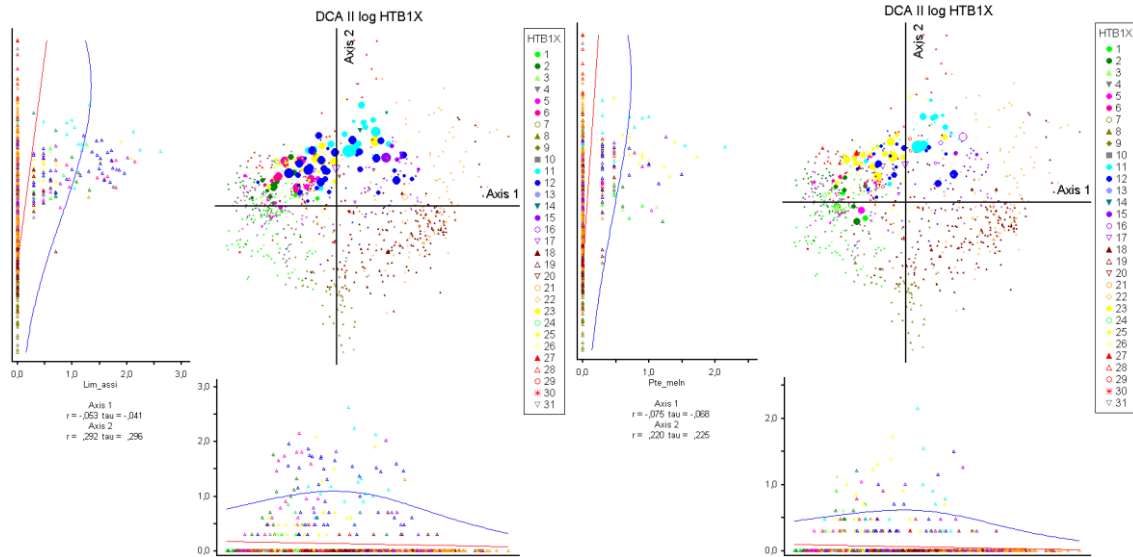


Abb. A.3.26.: DCA für *Limodromus assimilis*, *Pterostichus melanarius*

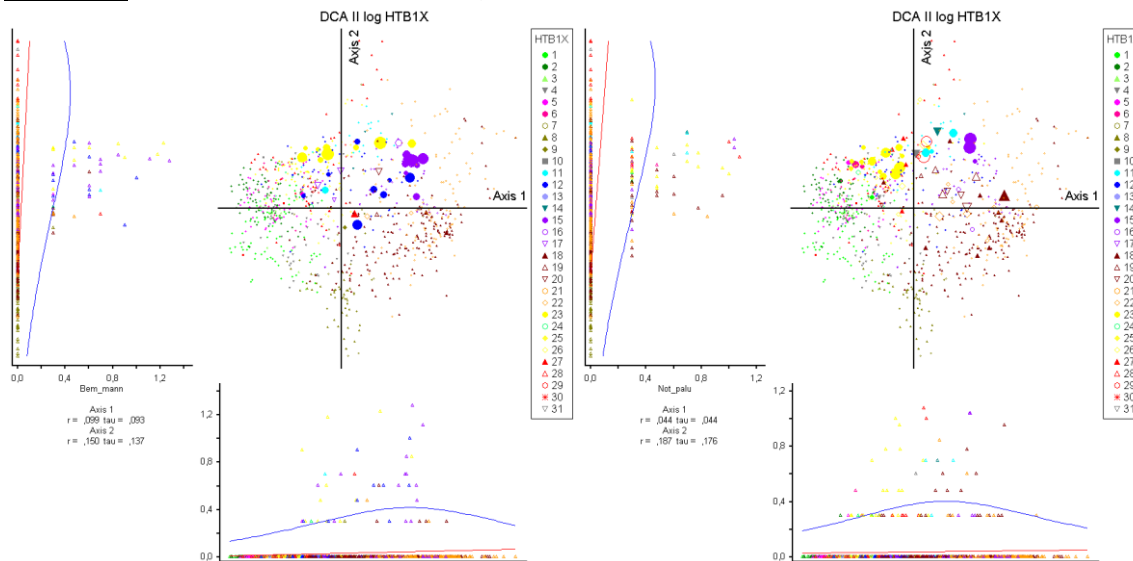


Abb. A.3.27.: DCA für *Bembidion mannerheimii*, *Notiophilus palustris*

Arten verschiedener Waldtypen

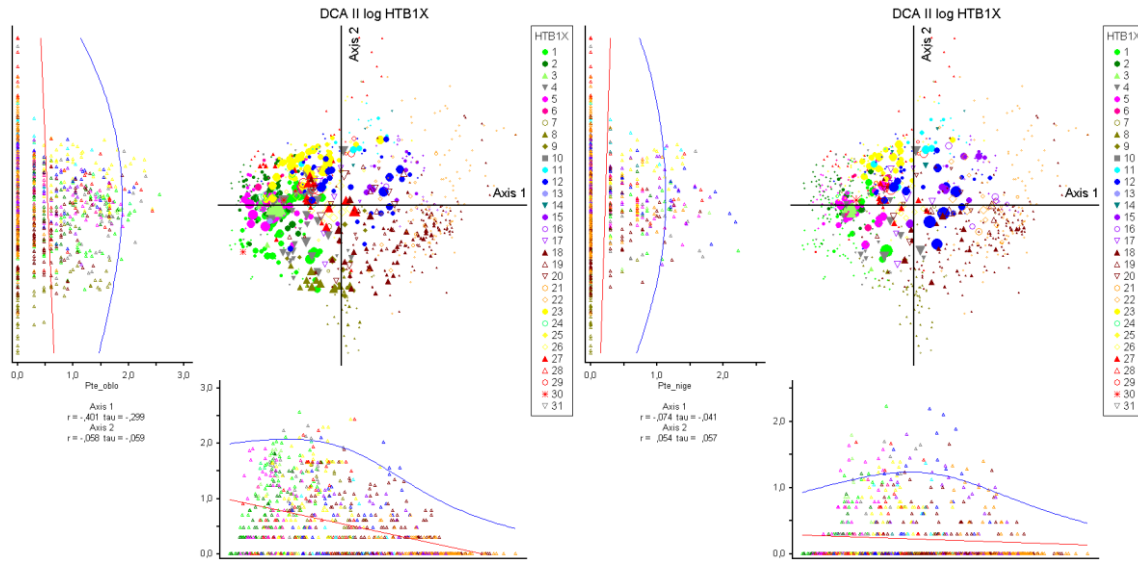


Abb. A.3.28: DCA für *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pterostichus niger*

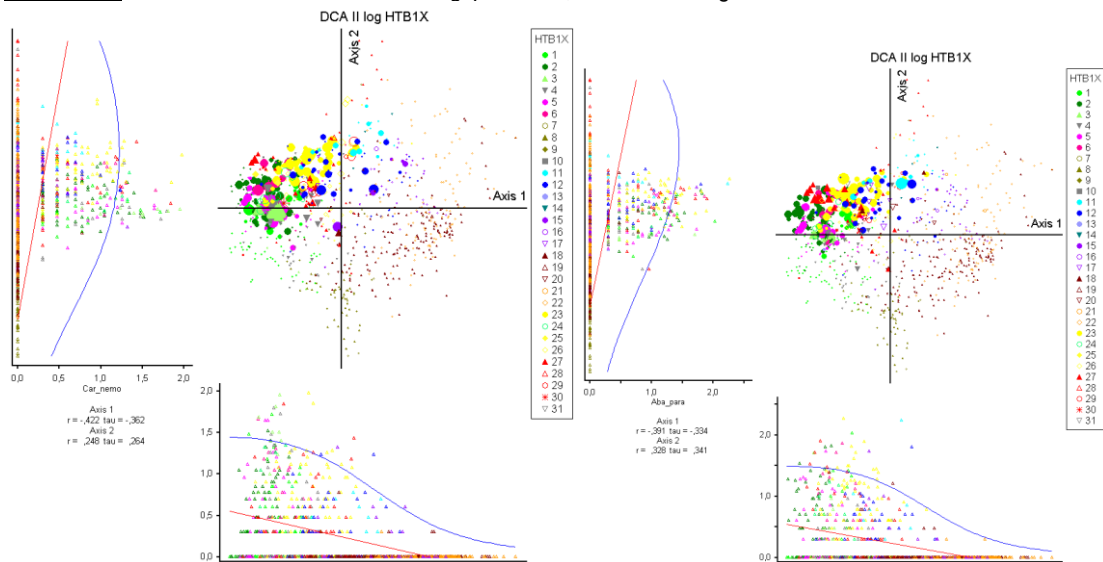


Abb. A.3.29: DCA für *Carabus nemoralis*, *Abax parallelus*

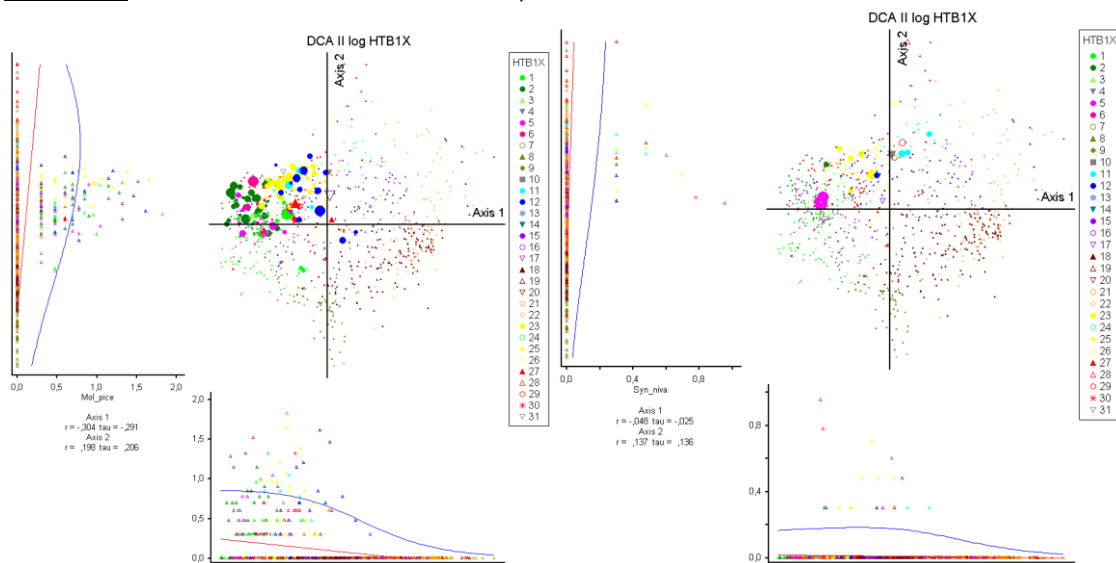


Abb. A.3.30: DCA für *Molops piceus*, *Synuchus nivalis*

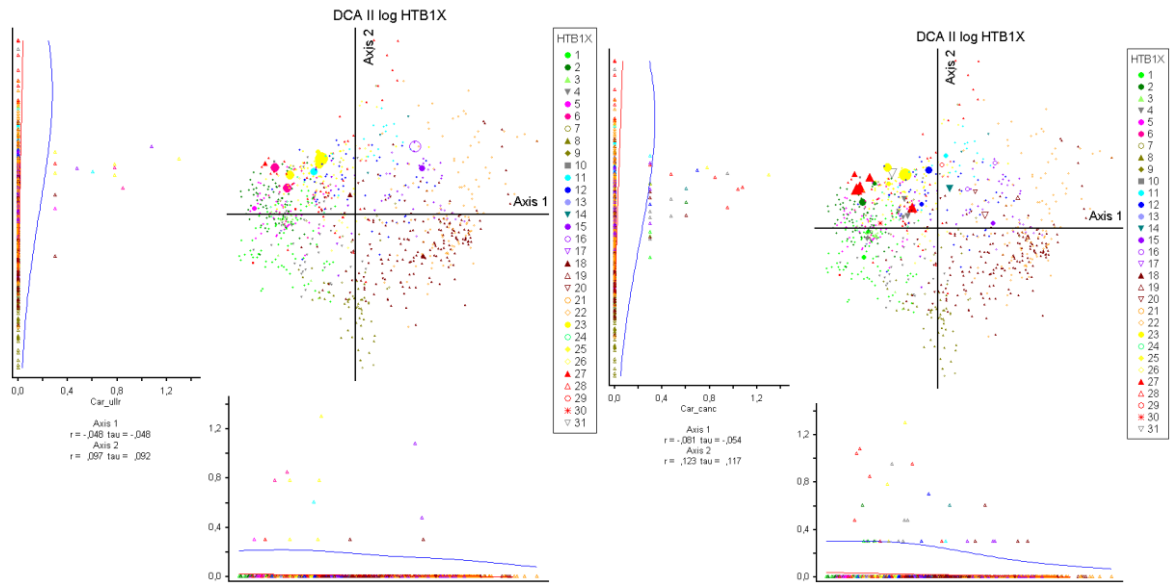


Abb. A.3.31.: DCA für *Carabus ulrichii*, *Carabus cancellatus*

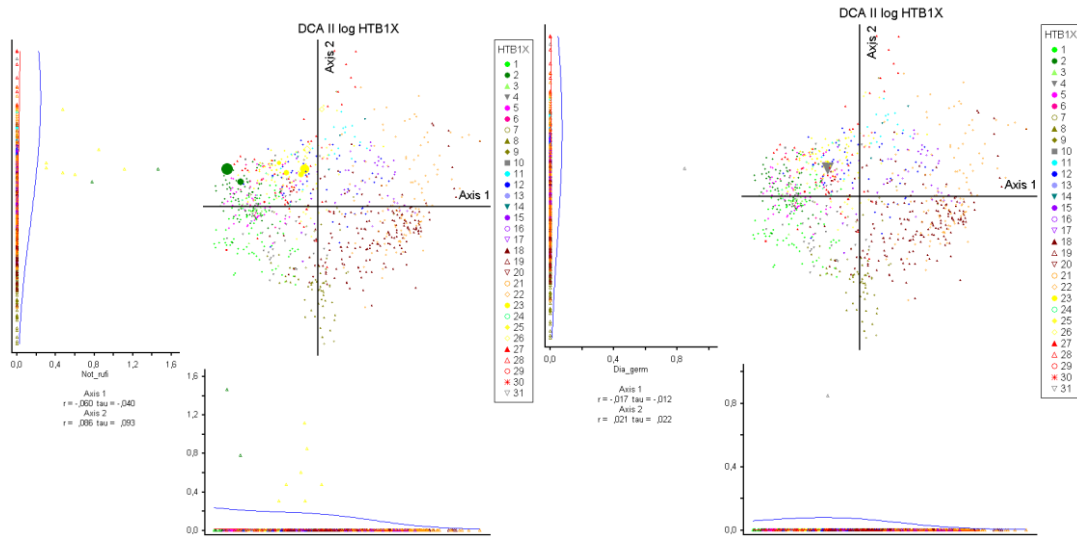


Abb. A.3.32.: DCA für *Notiophilus rufipes*, *Diachromus germanus*

A.3.4. Fichtenwälder und Kontakthabitate

Die DCA von *Leistus piceus* ist bei den Schluchtwäldern, von *Trechus splendens* bei den Moorwäldern, von *Trechus rubens* bei den Bruchwäldern abgebildet.

Arten der Hochlagen-Fichtenwälder, (montanen) bodensauren Buchenwälder und in geringerem Umfang auch der Moorwälder

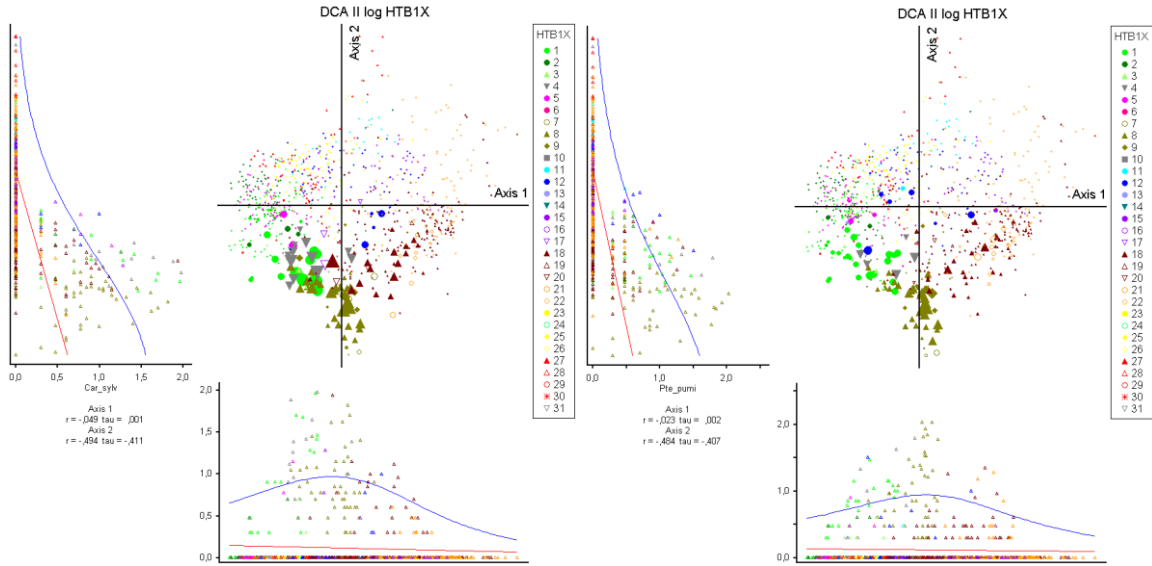


Abb. A.3.33: DCA für *Carabus sylvesteris*, *Pterostichus pumilio*

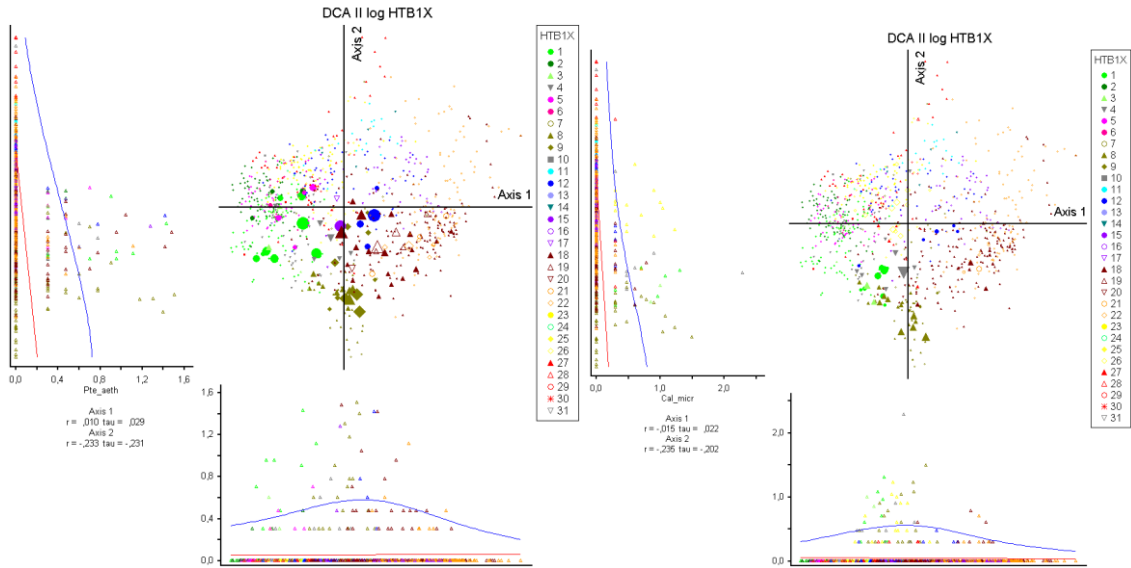


Abb. A.3.34: DCA für *Pterostichus aethiops*, *Calathus micropterus*

Arten der Hochlagen-Fichtenwälder und Moorwälder

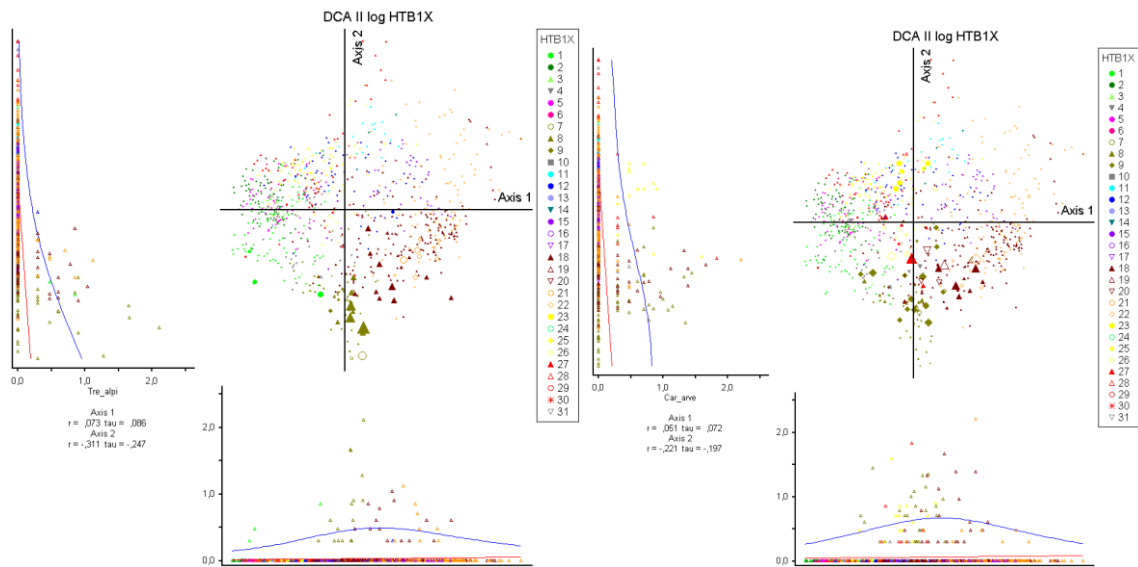


Abb. A.3.35.: DCA für *Trechus alpicola*, *Carabus arvensis*

In diese Kategorie gehören auch der bei den Moorwäldern abgebildete *Trechus splendens* und *Carabus violaceus*.

Arten der Blockhalden und in geringerem Umfang auch Hochlagen-Fichtenwälder

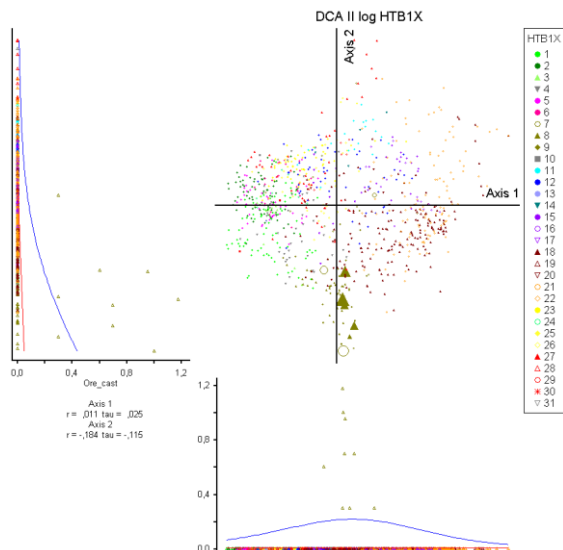


Abb. A.3.36.: DCA für *Oreonebria castanea*

Arten offener alpiner Habitats (Blockhalden, Kahlfleichen der Hochlagen)

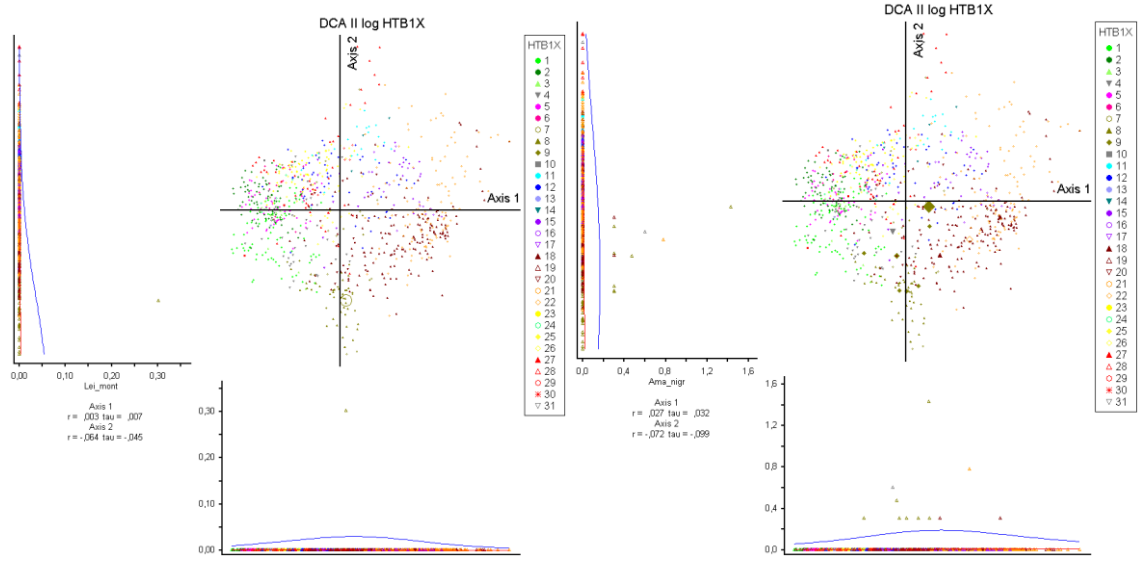


Abb. A.3.37.: DCA für *Leistus montanus*, *Amara nigricornis*

A.3.5. Kiefernwälder und Waldbrand-Habitate

Der Biplot für *Calathus micropterus* ist im Kapitel Fichtenwald abgebildet.

Arten v.a. (halb)natürlicher Sandkiefernwälder

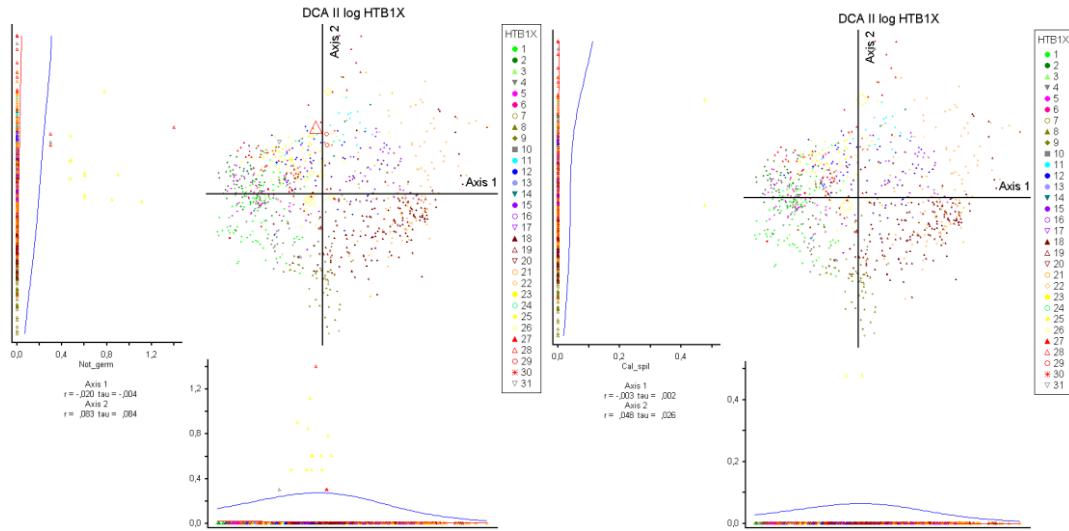


Abb. A.3.38.: DCA für *Notiophilus germinyi*, *Calodromius spilotus*

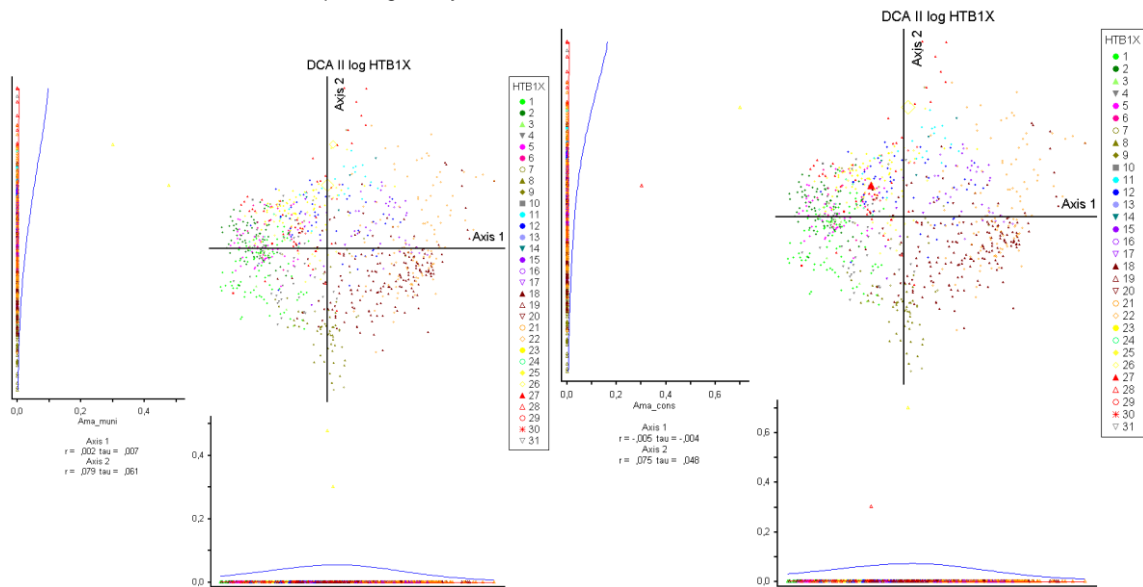


Abb. A.3.39.: DCA für *Amara municipalis*, *Amara consularis*

Arten der Kiefernforste (und anderen Waldtypen)

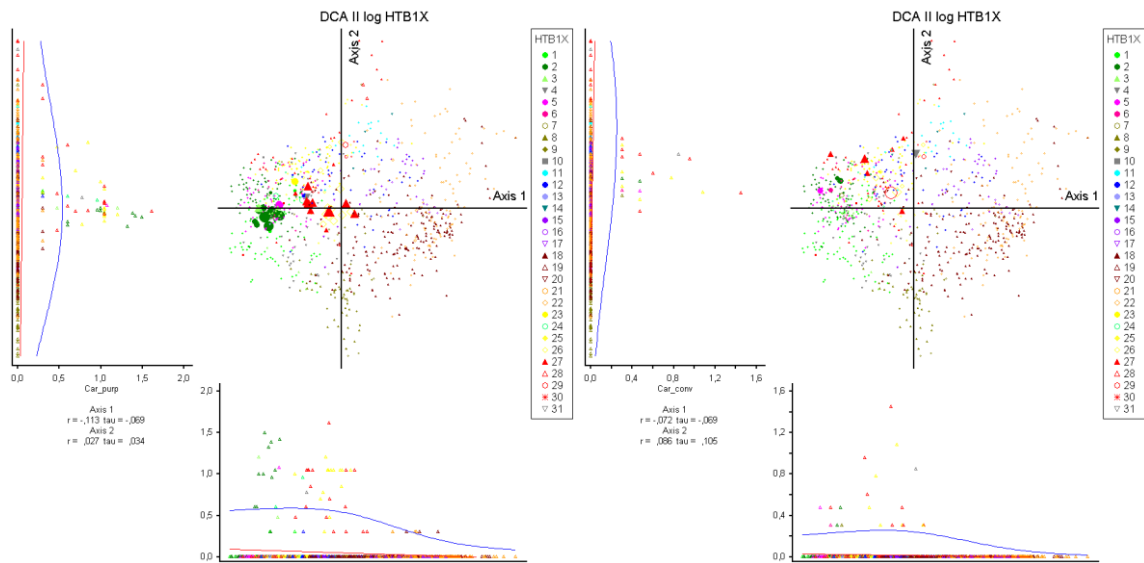


Abb. A.3.40.: DCA für *Carabus violaceus purpurascens*, *Carabus convexus*

Arten verschiedener Waldtypen, häufig auch in Kiefernforsten

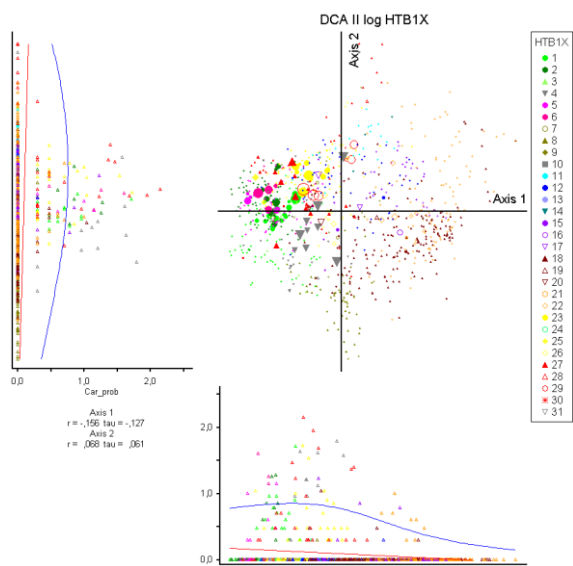


Abb. A.3.41.: DCA für *Carabus problematicus*

Arten mit Schwerpunkt im Schneeheide-Kiefernwald

Die DCA für *Abax parallelepipedus* ist beim Schluchtwald dargestellt.

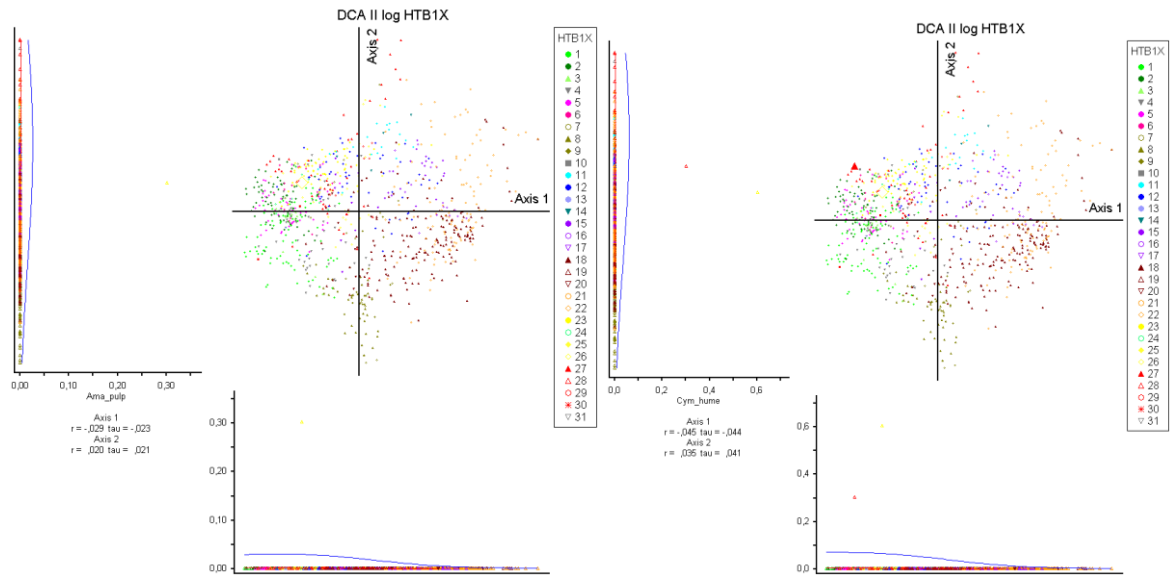


Abb. A.3.42.: DCA für *Amara pulpani*, *Cymindis humeralis*

Arten mit Schwerpunkt in Brand-Habitaten

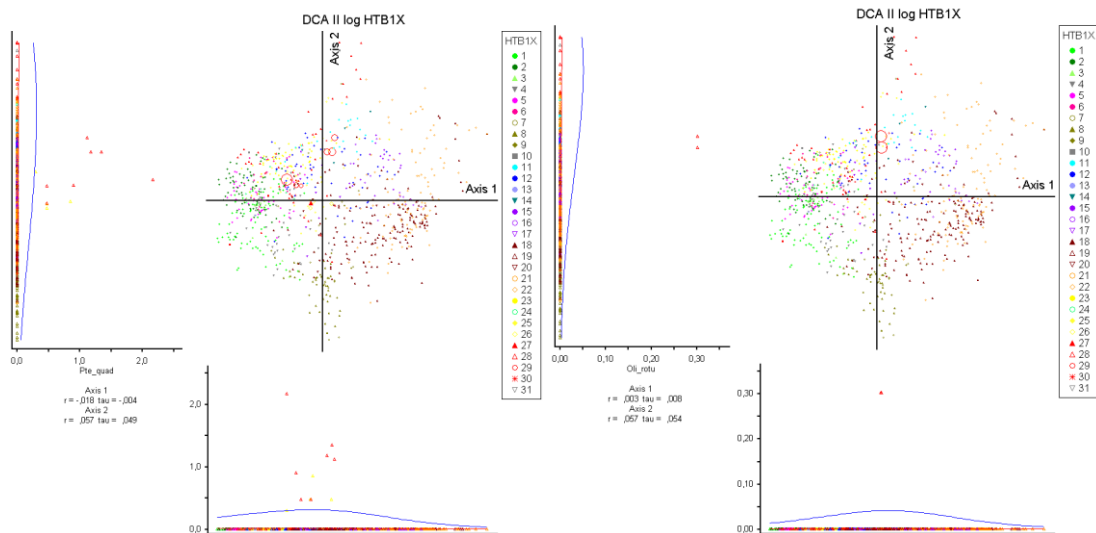


Abb. A.3.43.: DCA für *Pterostichus quadriveolatus*, *Olisthopus rotundatus*

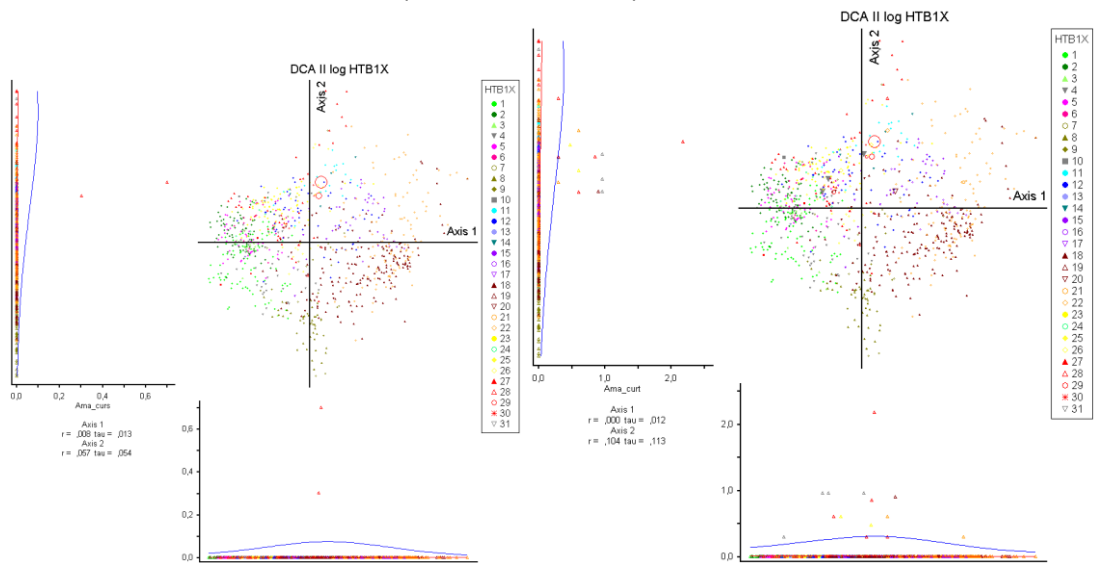


Abb. A.3.44.: DCA für *Amara cursitans*, *Amara curta*

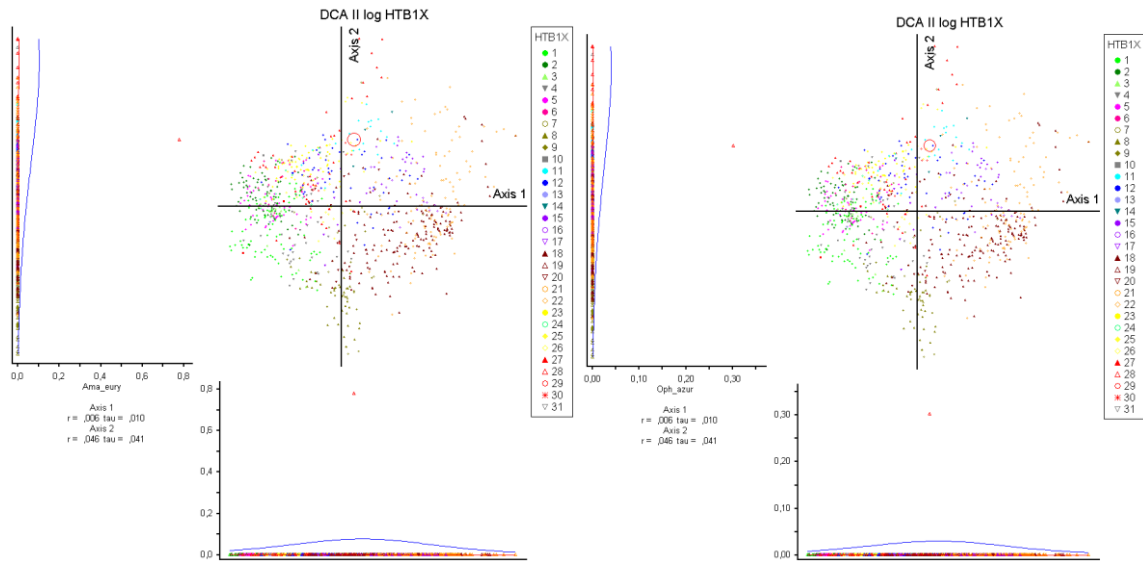


Abb. A.3.45.: DCA für *Amara euryota*, *Ophonus azureus*

Die DCA-Artenplots für *Nebria brevicollis* und *Bembidion properans* sind bei den Auwäldern, für *Amara convexior* und *Notiophilus palustris* bei den Eichenwäldern abgebildet

Arten mit Vorkommen in (halb)natürlichen Sandkiefernwäldern, Brand- und offenen Sandhabitaten

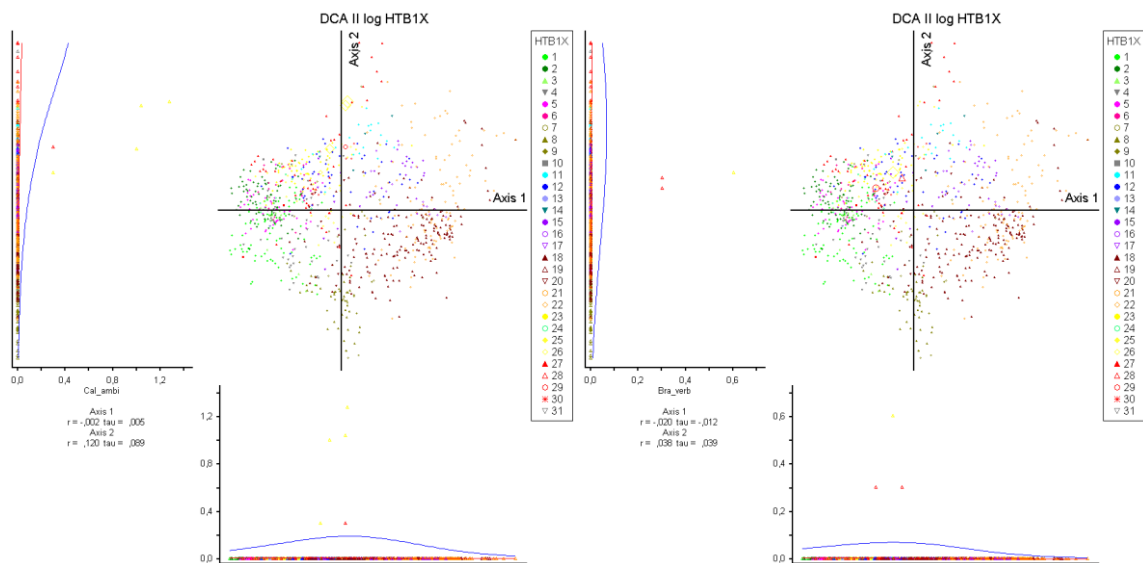


Abb. A.3.46.: DCA für *Calathus ambiguus*, *Bradycellus verbasci*

Arten mit Vorkommen in Brand-Habitaten u.a. Habitaten (u.a. Flussauen)

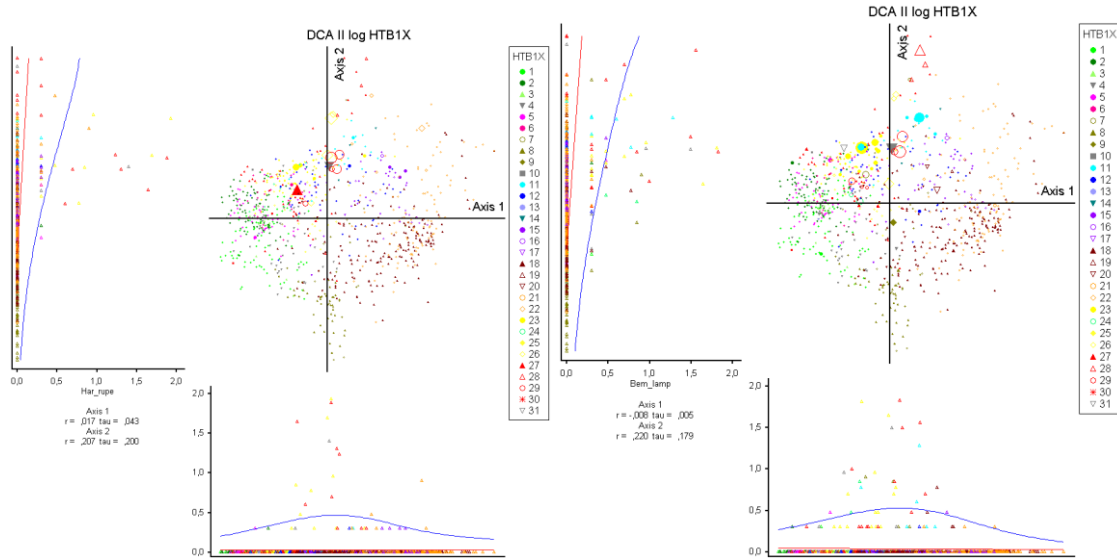


Abb. A.3.47.: DCA für *Harpalus rufipes*, *Bembidion lampros*

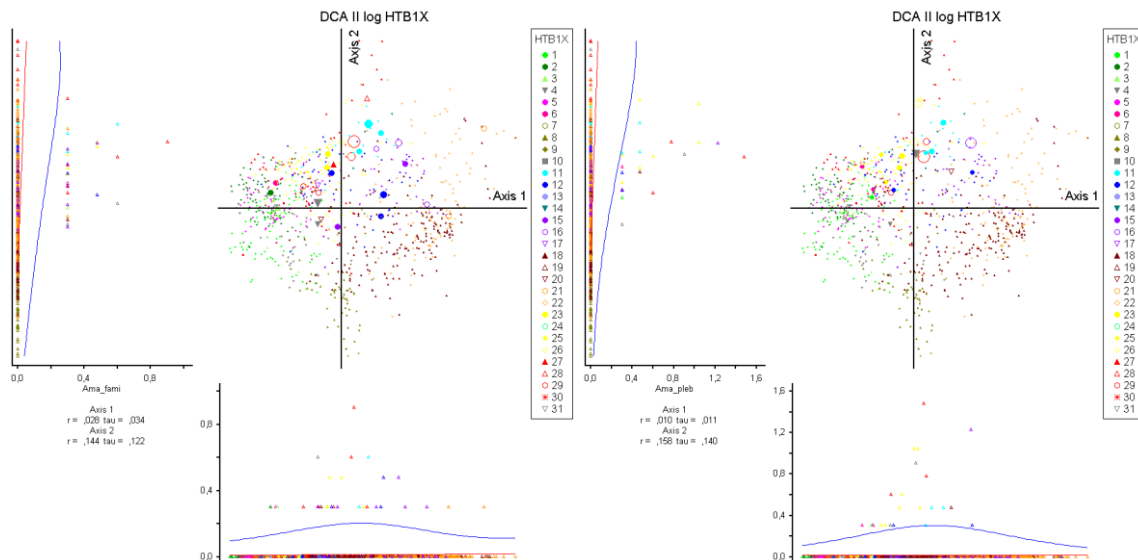


Abb. A.3.48.: DCA für *Amara familiaris*, *Amara plebeja*

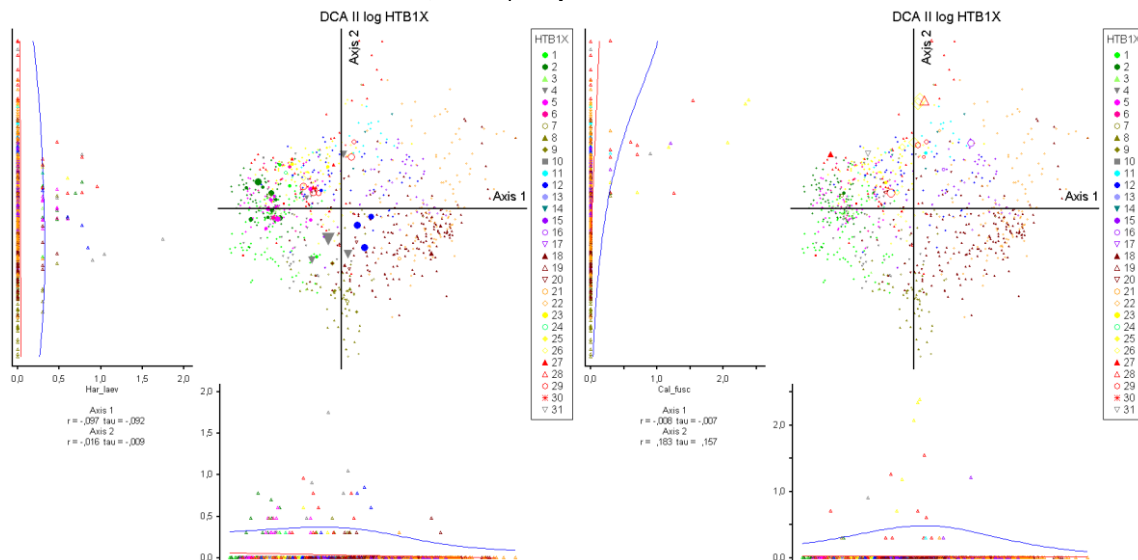


Abb. A.3.49.: DCA für *Harpalus laevipes*, *Calathus fuscipes*

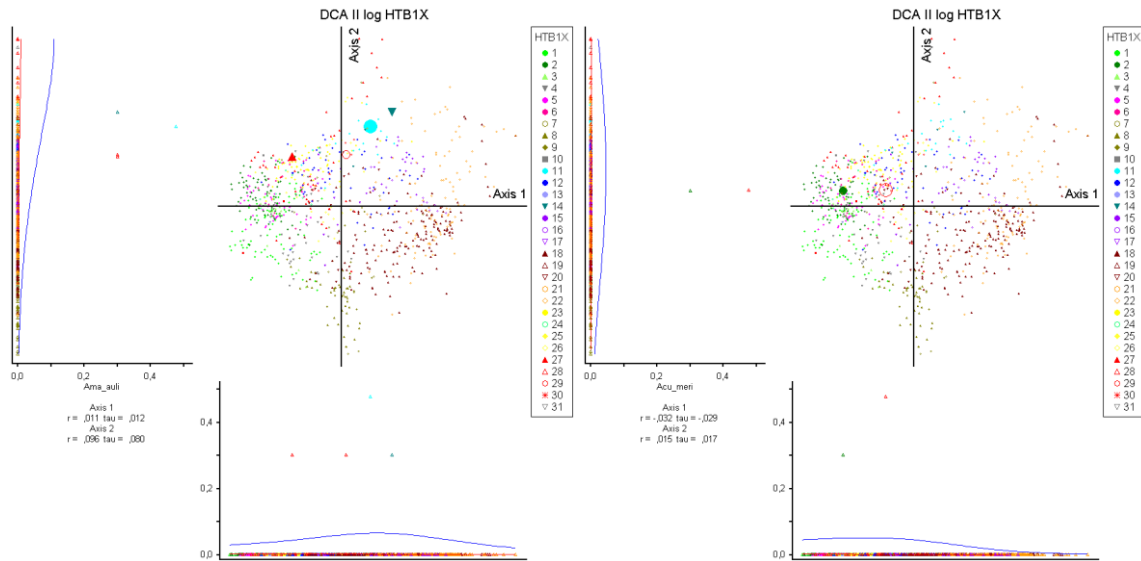


Abb. A.3.50.: DCA für *Amara aulica*, *Acupalpus meridianus*

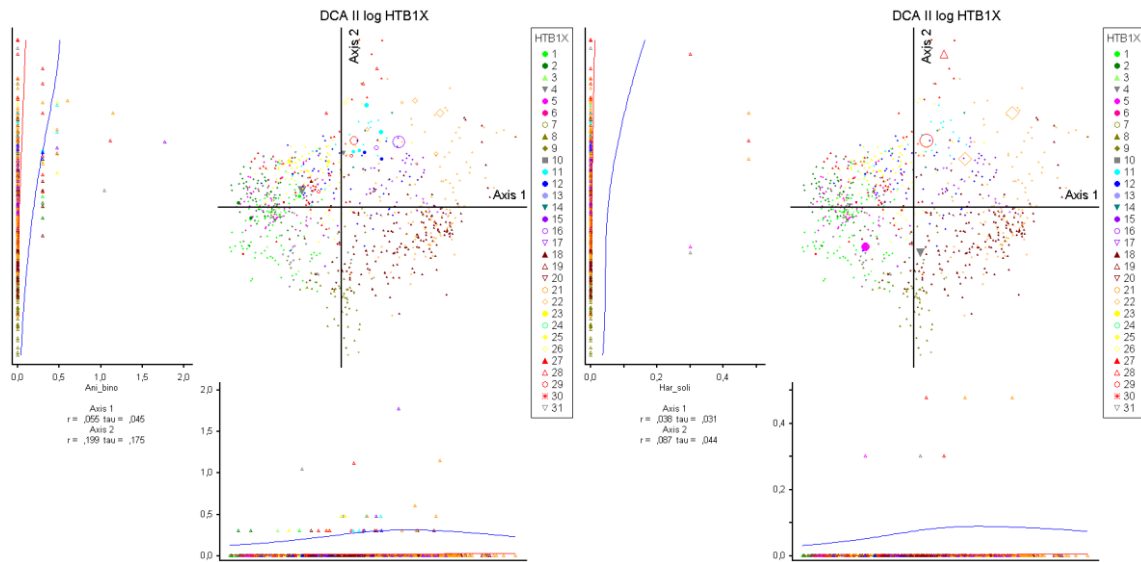


Abb. A.3.51.: DCA für *Anisodactylus binotatus*, *Harpalus solitaris*

Arten verschiedener, v.a. lichter Wälder und Offen-Habitats (incl. Brandhabitats)

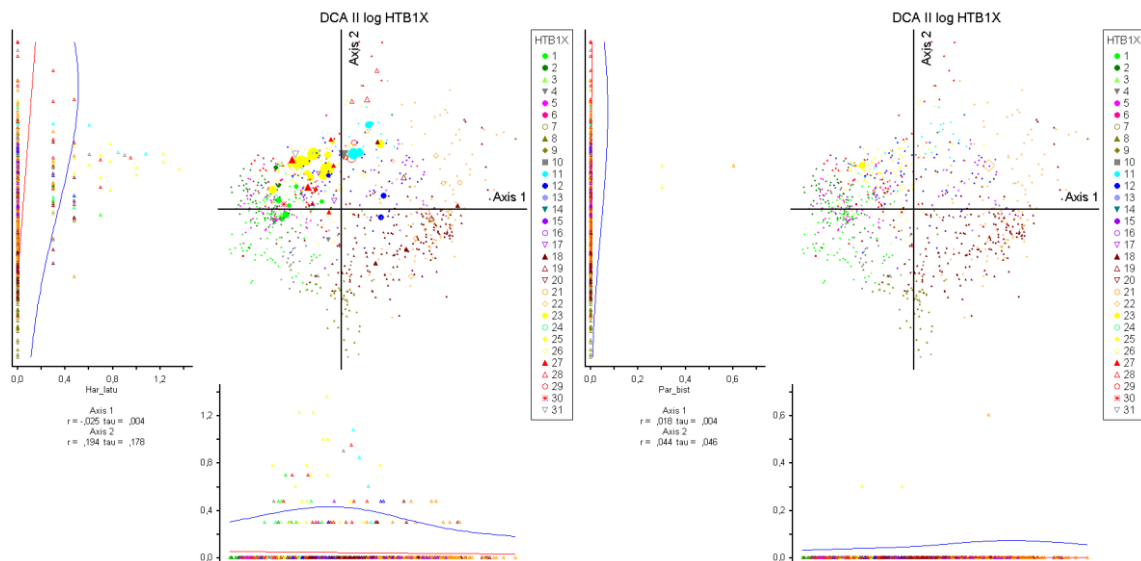


Abb. A.3.52.: DCA für *Harpalus latus*, *Paratychys bistriatus*

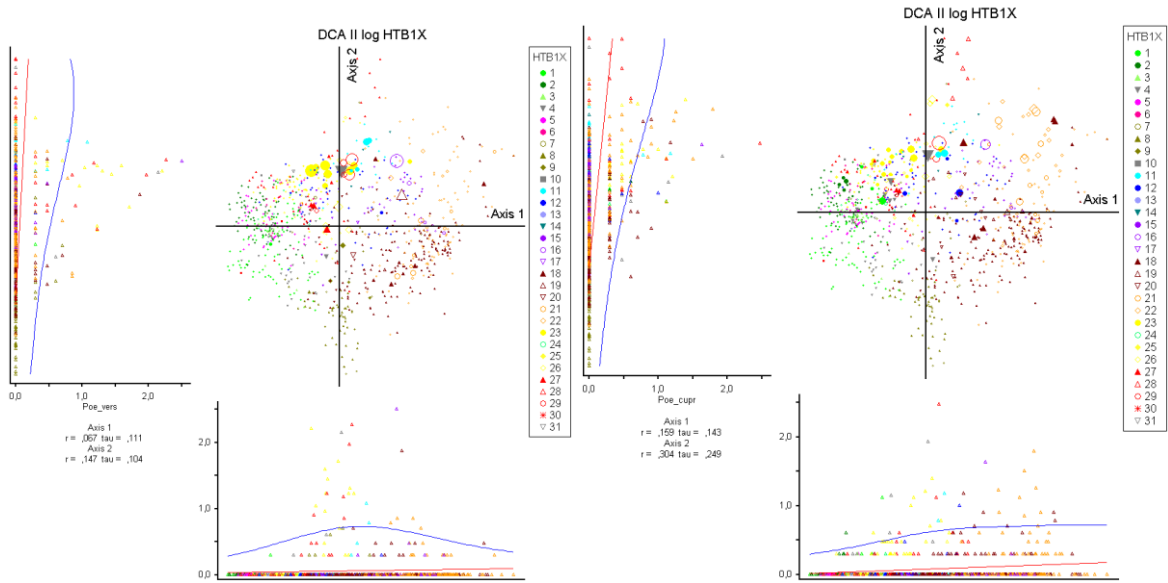


Abb. A.3.53.: DCA für *Poecilus versicolor*, *Poecilus cupreus*

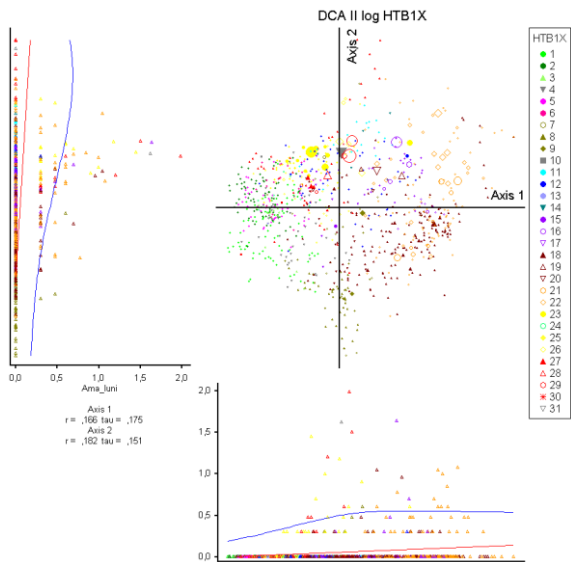


Abb. A.3.54.: DCA für *Amara lunicollis*

Arten mit Vorkommen in Brand- und offenen Sandhabitaten

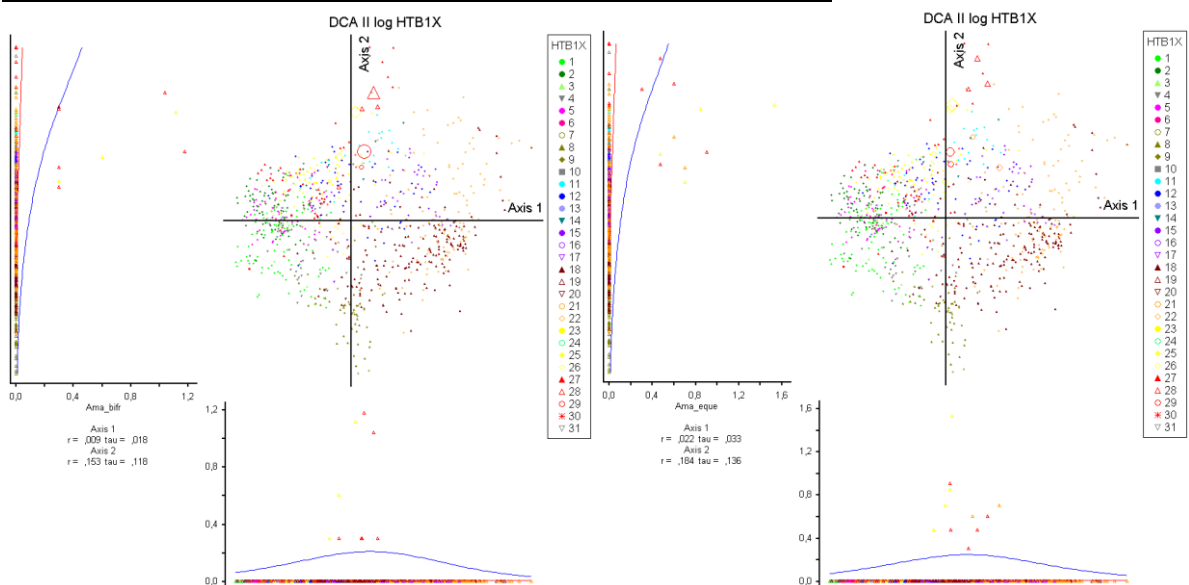


Abb. A.3.55.: DCA für *Amara bifrons*, *Amara equestris*

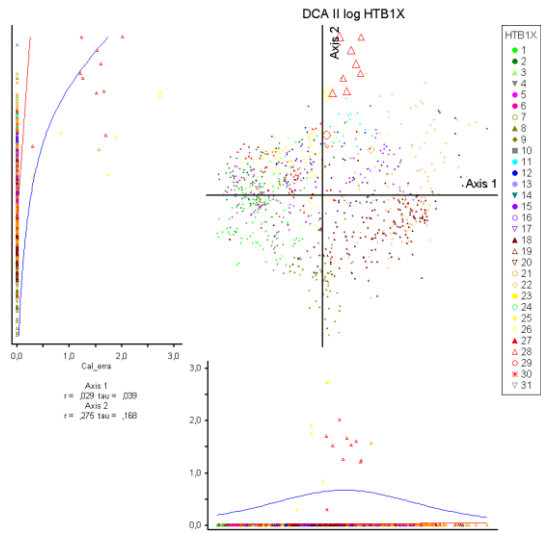


Abb. A.3.56.: DCA für *Calathus erratus*

Ausgewählte weitere Arten v.a. offener Sandstandorte

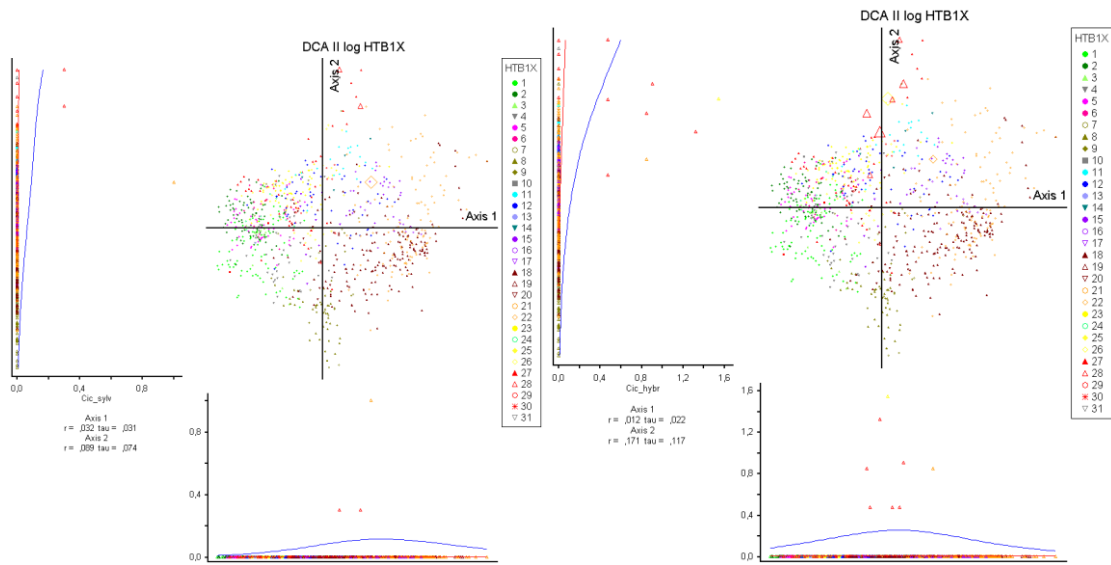


Abb. A.3.57.: DCA für *Cicindela sylvatica*, *Cicindela hybrida*

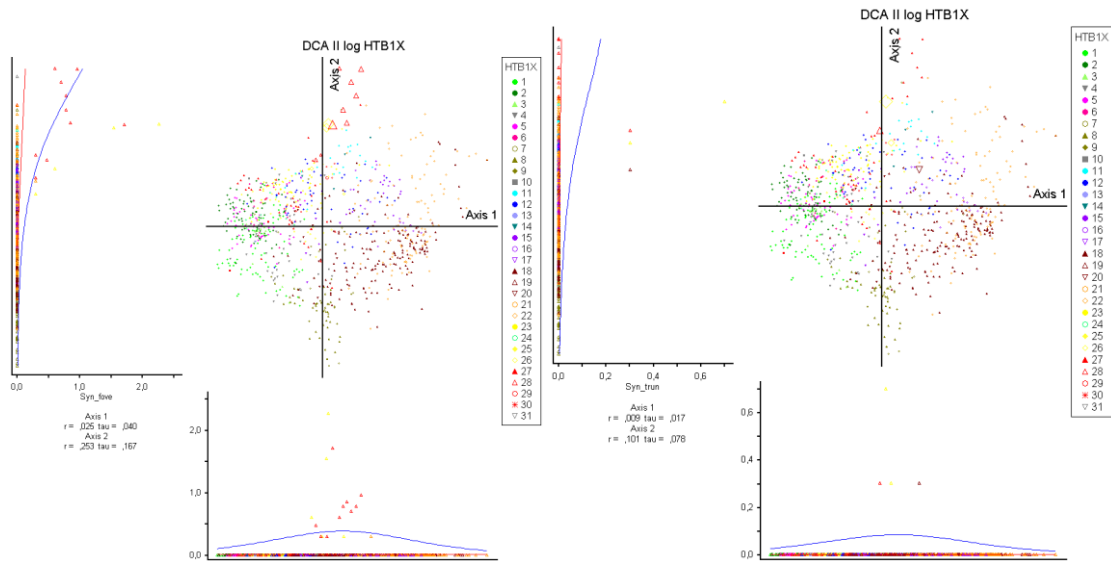


Abb. A.3.58.: DCA für *Syntomus foveatus*, *Syntomus truncatellus*

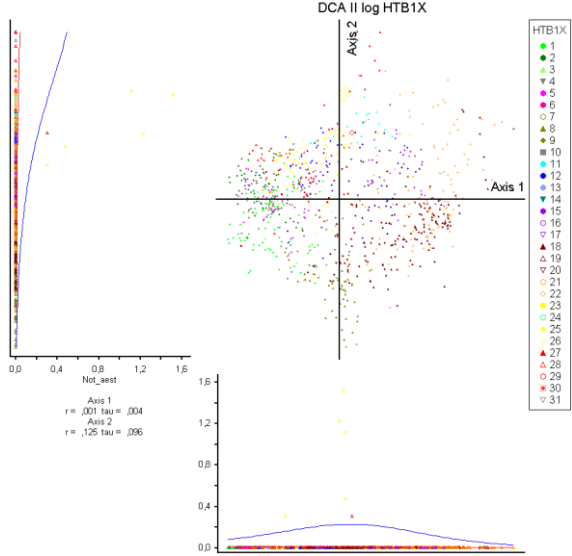


Abb. A.3.59.: DCA für *Notiophilus aestuans*

A.3.6. Auwälder

Die Grafiken zu den Arten mit ähnlich starkem Vorkommen in Eichen- und Auwäldern sind bei den Eichenwäldern abgebildet.

Arten, die in Au-, Bruch- und z.T. auch in Mooren/Moorwäldern vorkommen

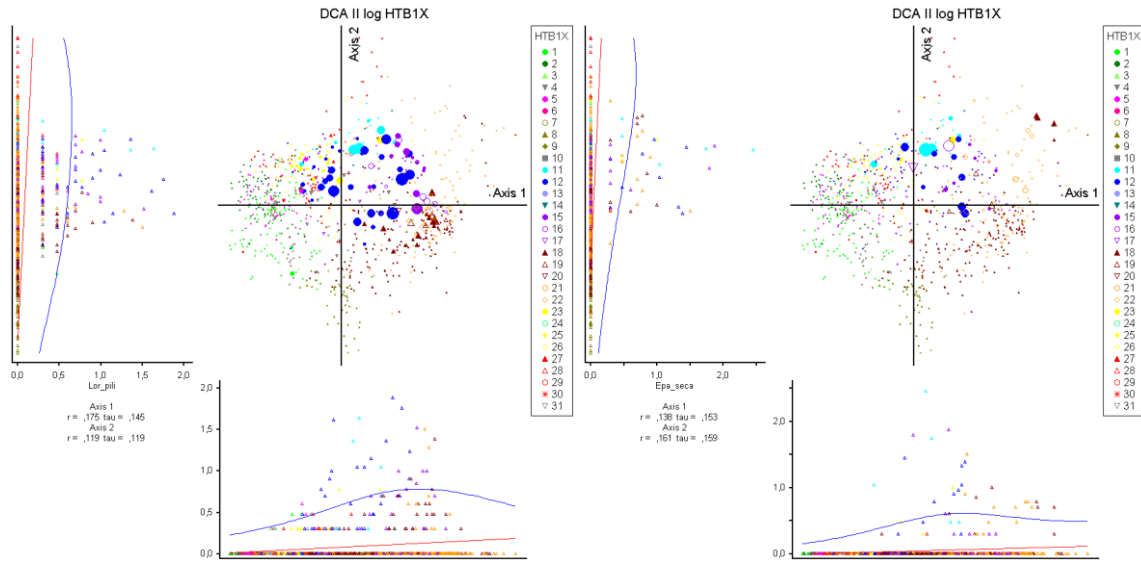


Abb. A.3.60.: DCA für *Loricera pilicornis*, *Epaphius secalis*

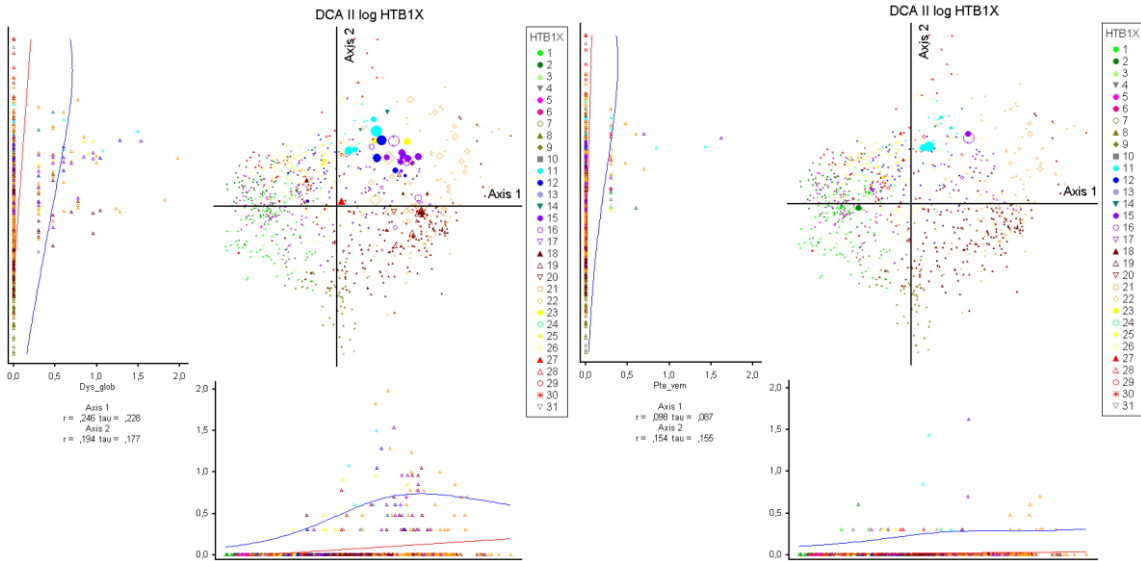


Abb. A.3.61.: DCA für *Dyschirius globosus*, *Pterostichus vernalis*

Arten mit Vorkommen in Feucht- und anderen (Laub)wäldern

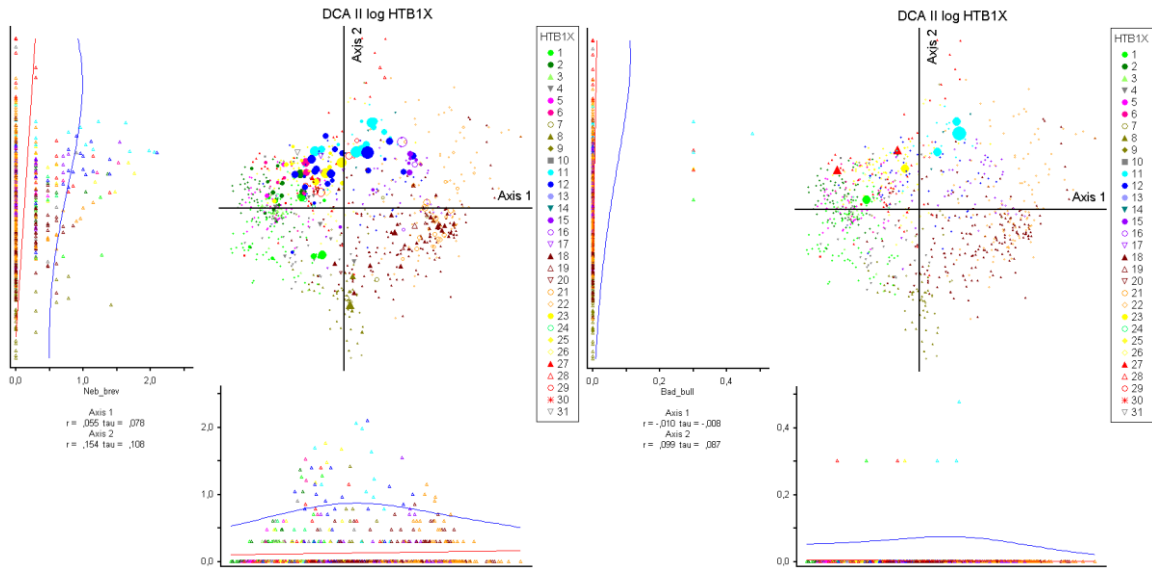


Abb. A.3.62.: DCA für *Nebria brevicollis*, *Badister bullatus*

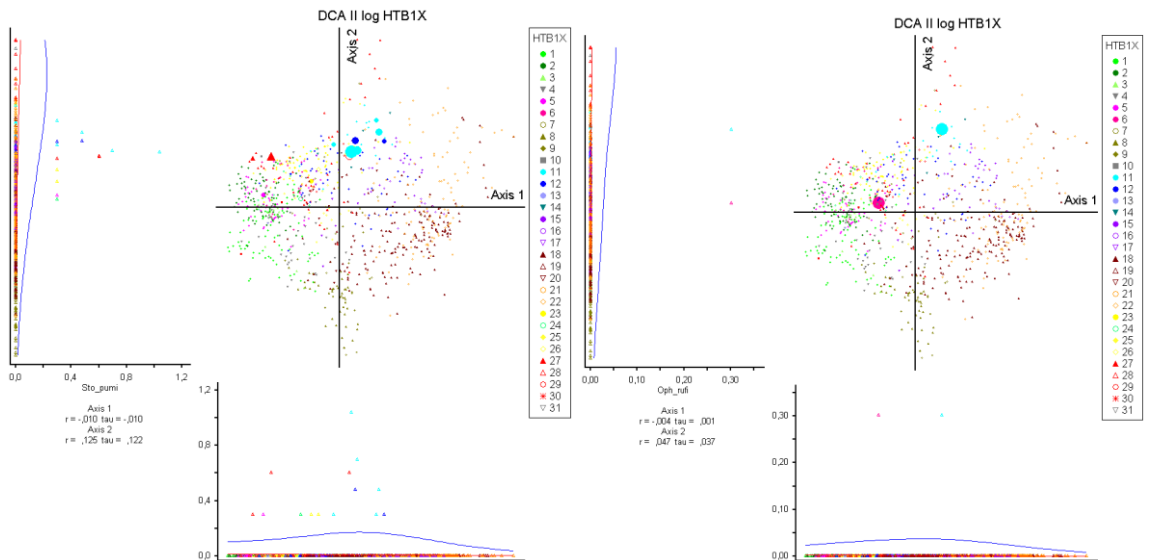


Abb. A.3.63.: DCA für *Stomis pumicatus*, *Ophonus rufibarbis*

Arten, die in Au- und Bruchwäldern gleichermaßen vorkommen

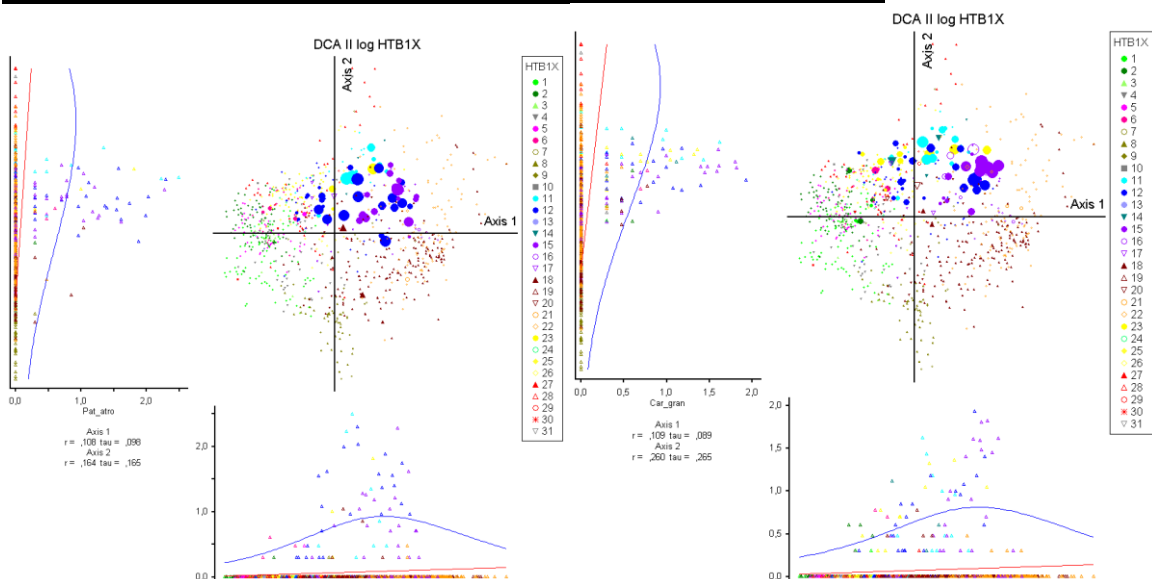


Abb. A.3.64.: DCA für *Patrobus atrofufus*, *Carabus granulatus*

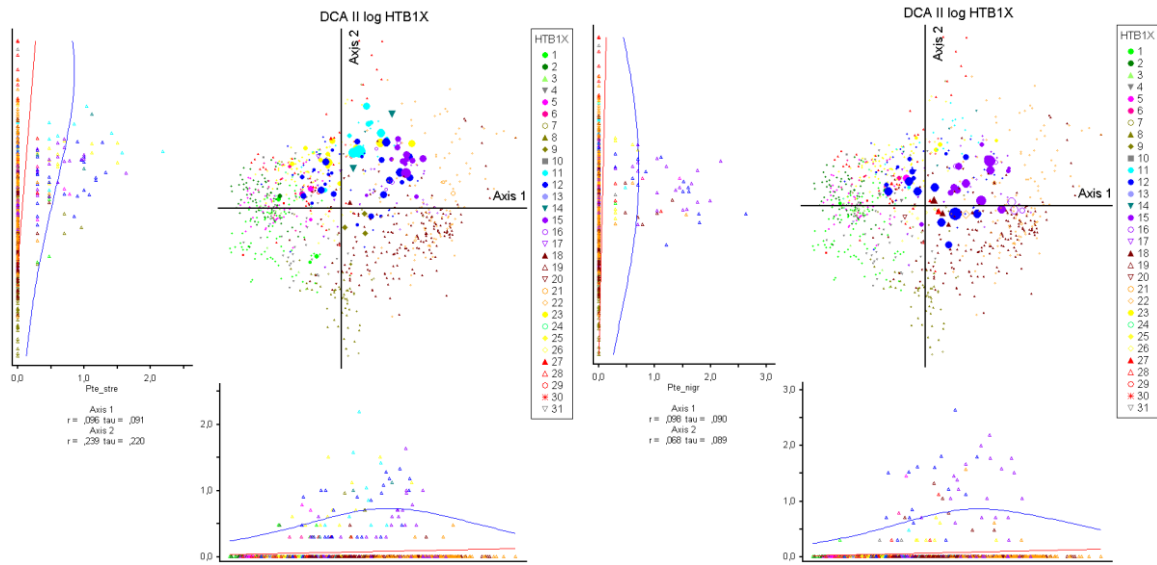


Abb. A.3.65.: DCA für *Pterostichus strenuus*, *Pterostichus nigrita* [s.str.]

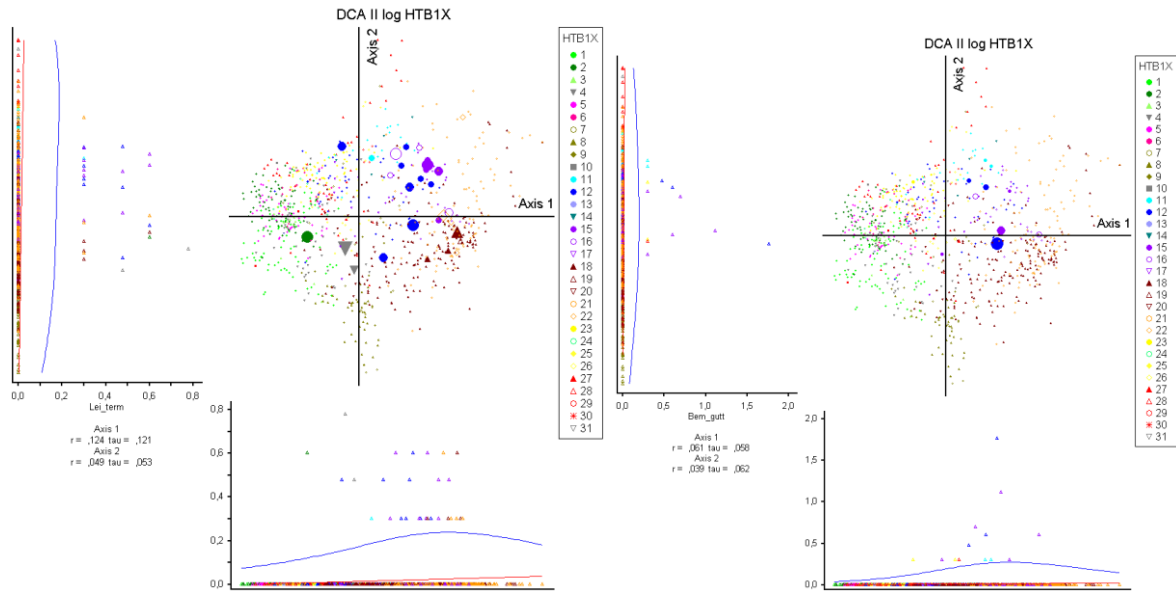


Abb. A.3.66.: DCA für *Leistus terminatus*, *Bembidion guttula*

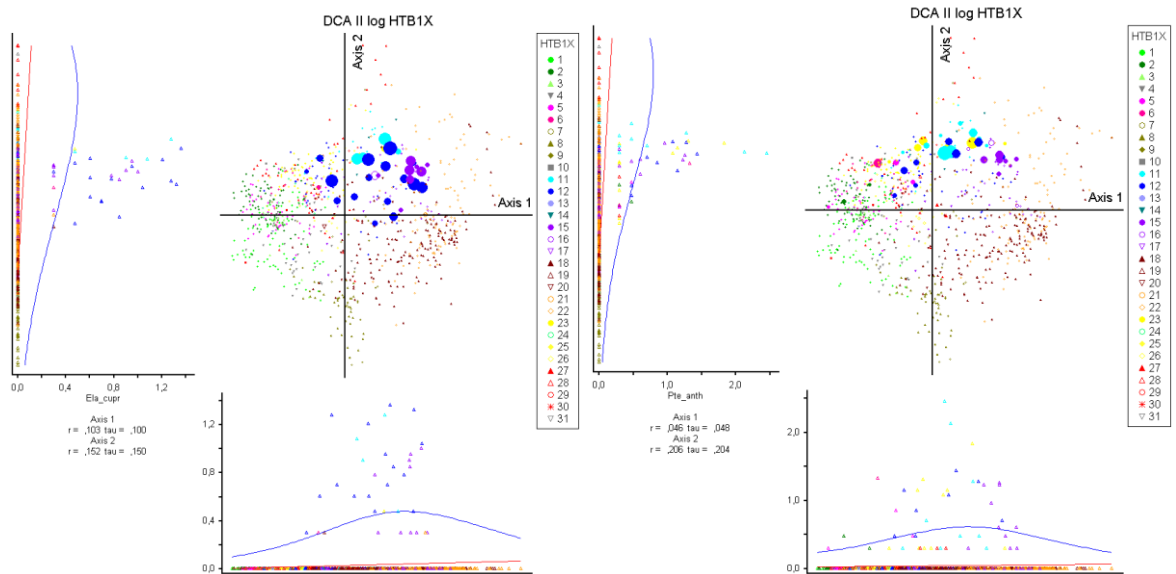


Abb. A.3.67.: DCA für *Elaphrus cupreus*, *Pterostichus anthracinus*

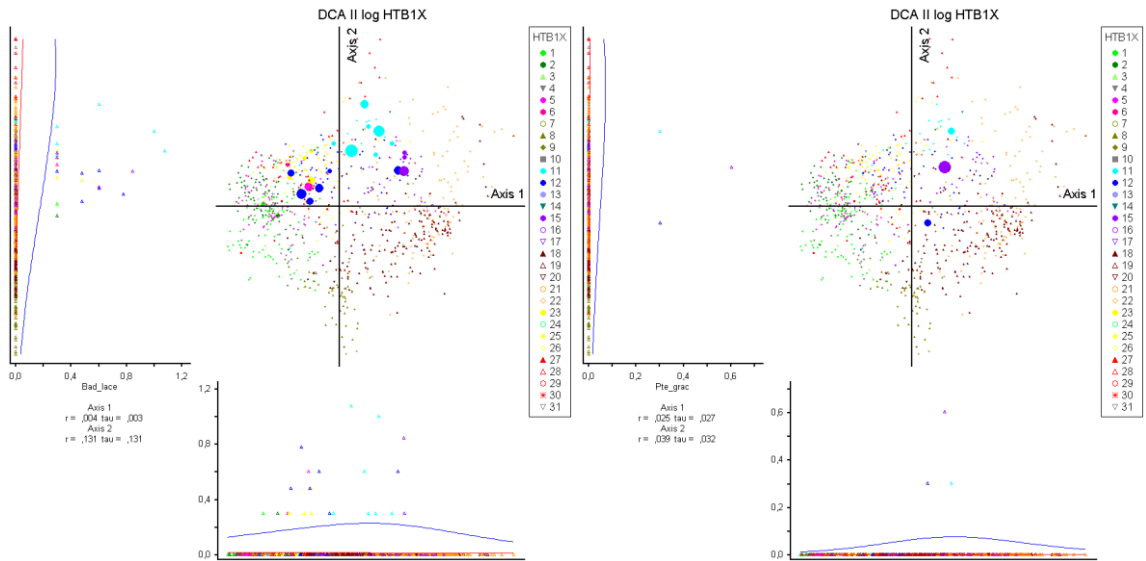


Abb. A.3.68.: DCA für *Badister lacertosus*, *Pterostichus gracilis*

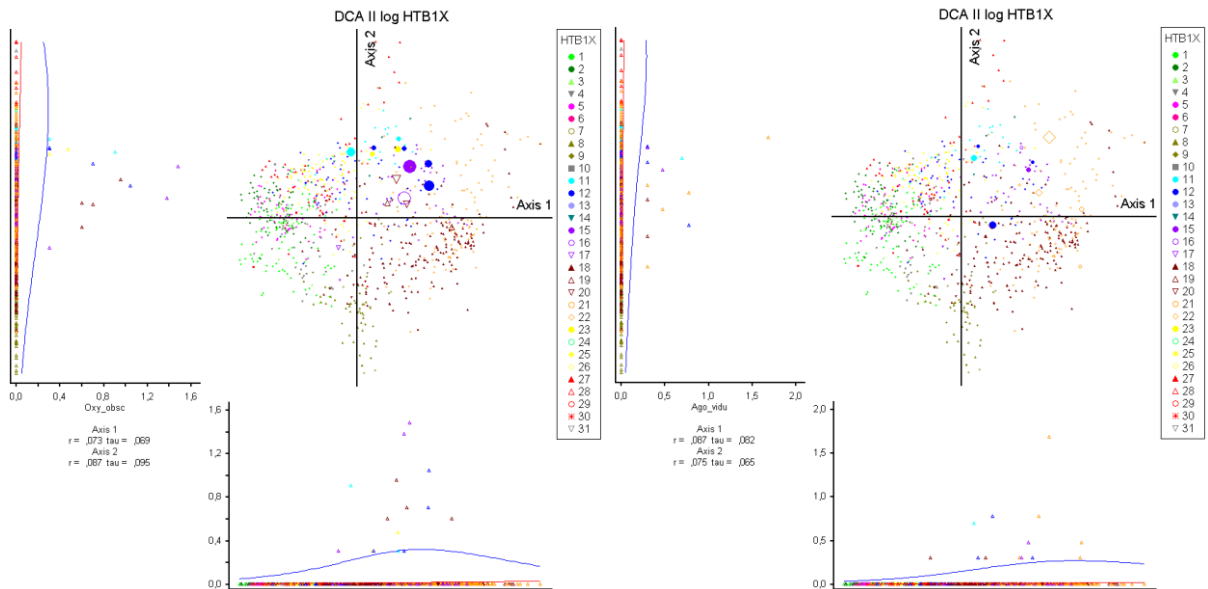


Abb. A.3.69.: DCA für *Oxypselaphus obscurus*, *Agonum viduum*

Arten (v.a.) der Auwälder (allgemein)

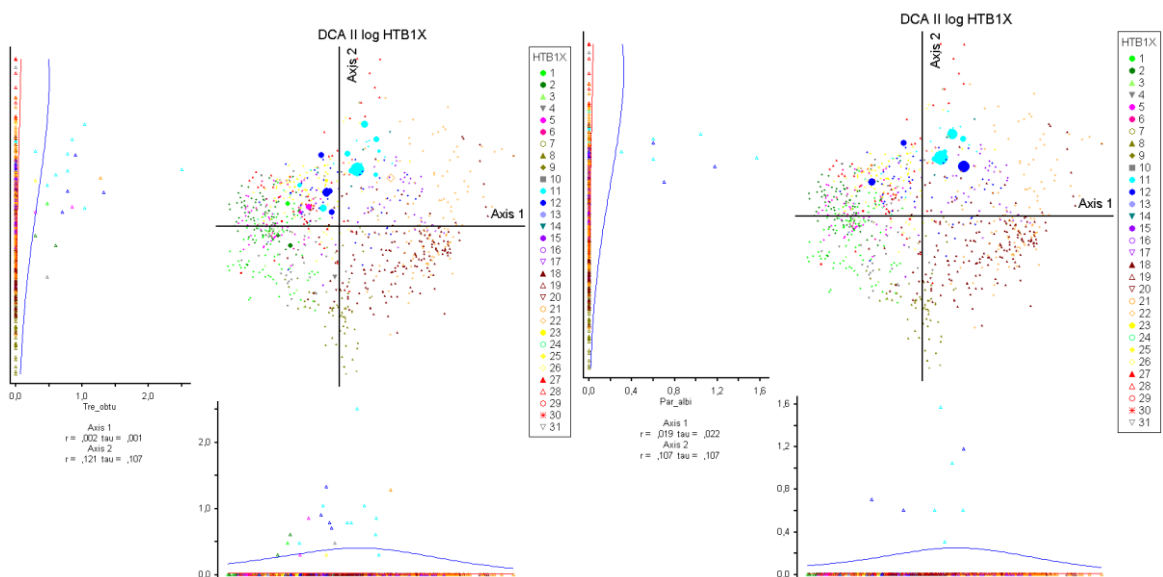


Abb. A.3.70.: DCA für *Trechus obtusus*, *Paranchus albipes*

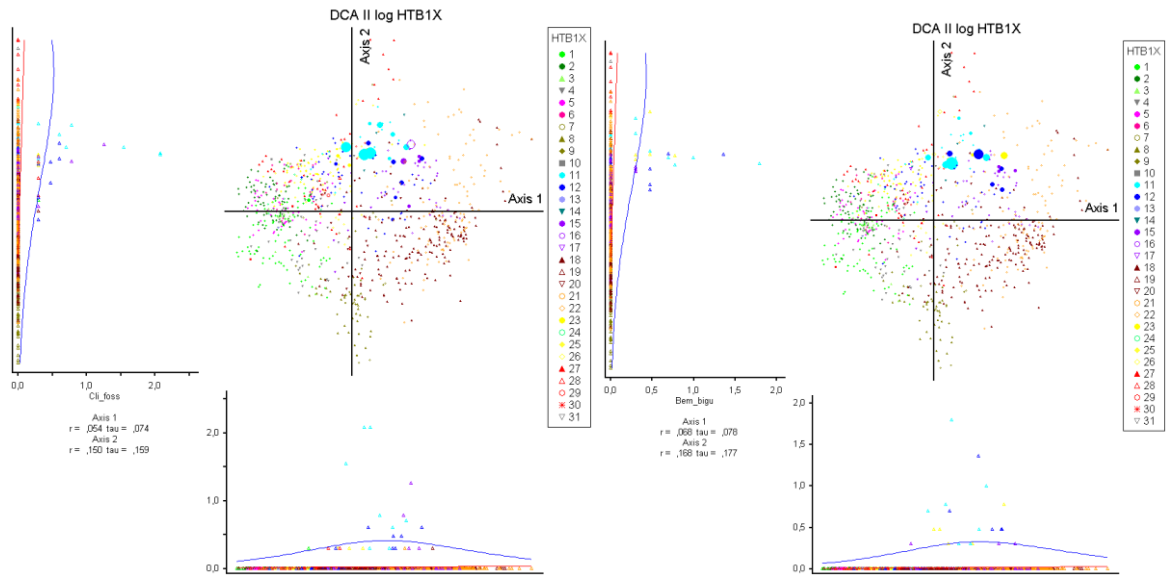


Abb. A.3.71.: DCA für *Clivina fossor*, *Bembidion biguttatum*

Arten (v.a.) der Strom-Auwälder

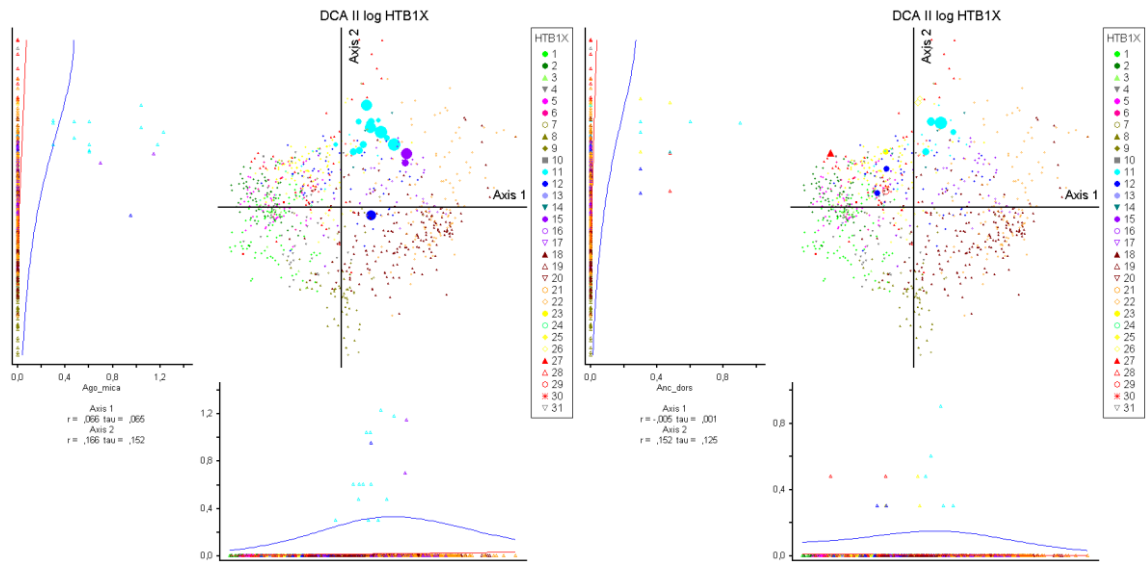


Abb. A.3.72.: DCA für *Agonum micans*, *Anchomenus dorsalis*

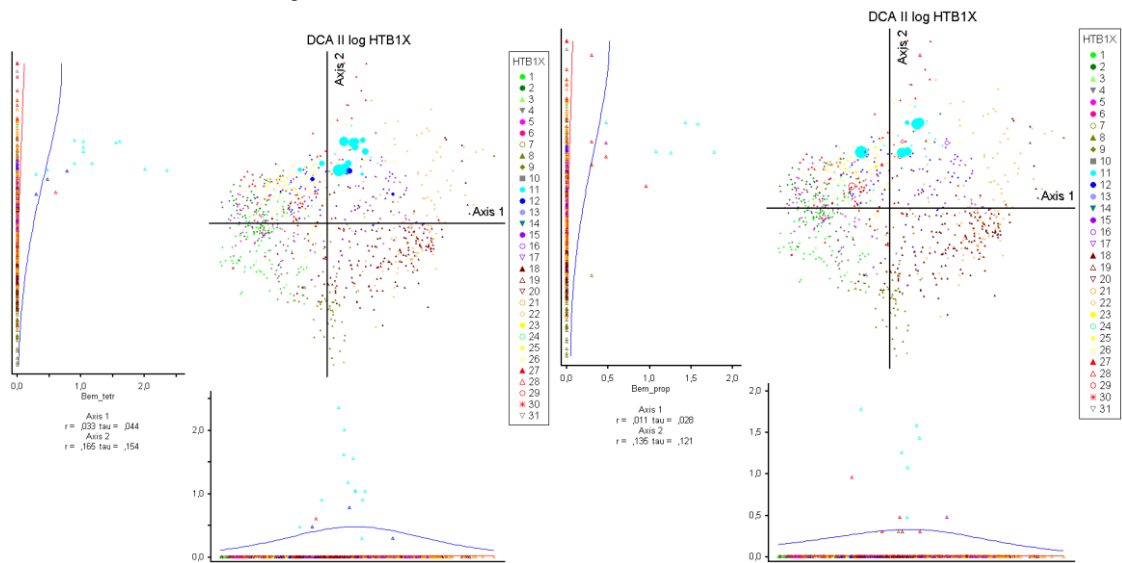


Abb. A.3.73.: DCA für *Bembidion tetracolum*, *Bembidion properans*

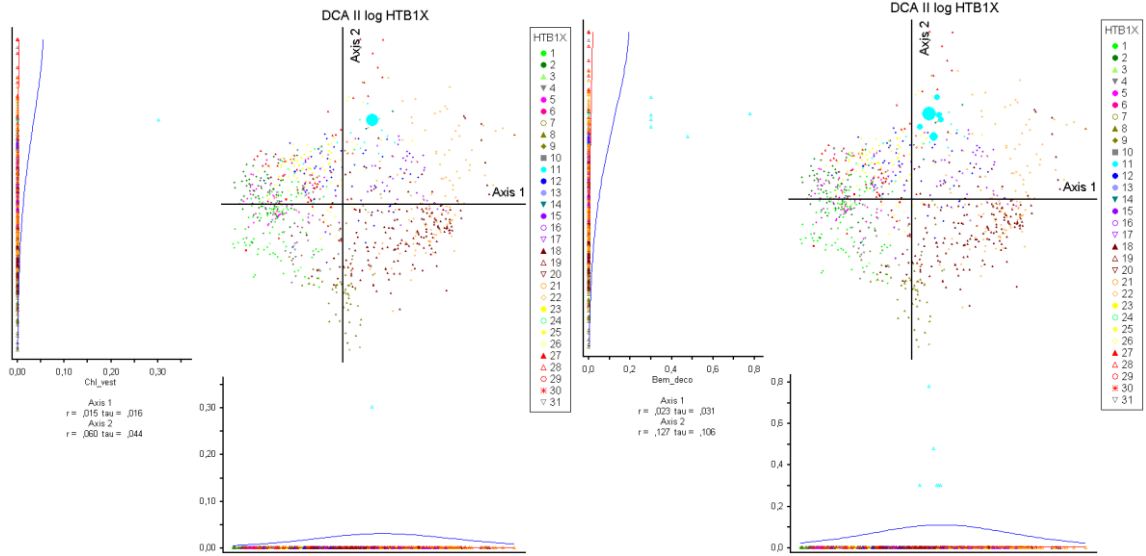


Abb. A.3.74.: DCA für *Chlaenius vestitus*, *Bembidion decoratum*

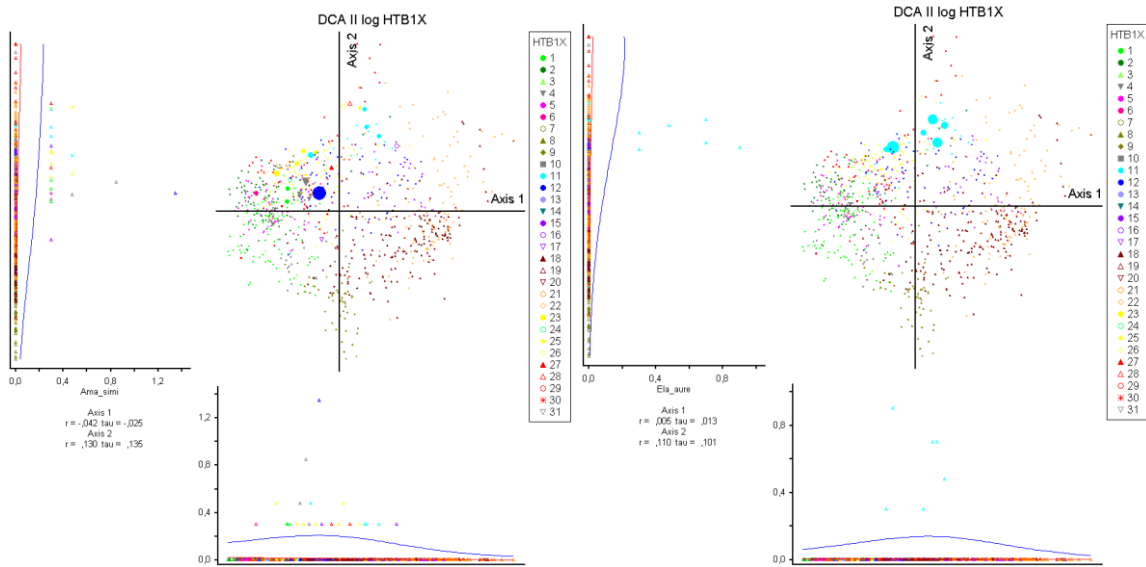


Abb. A.3.75.: DCA für *Amara similata*, *Elaphrus aureus*

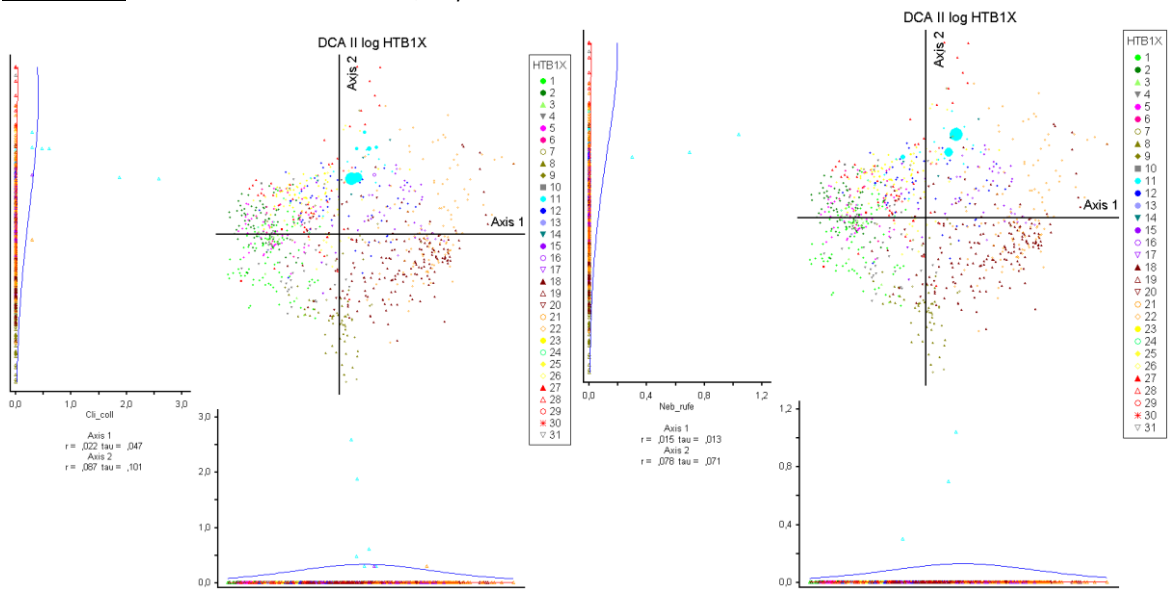


Abb. A.3.76.: DCA für *Clivina collaris*, *Nebria rufescens*

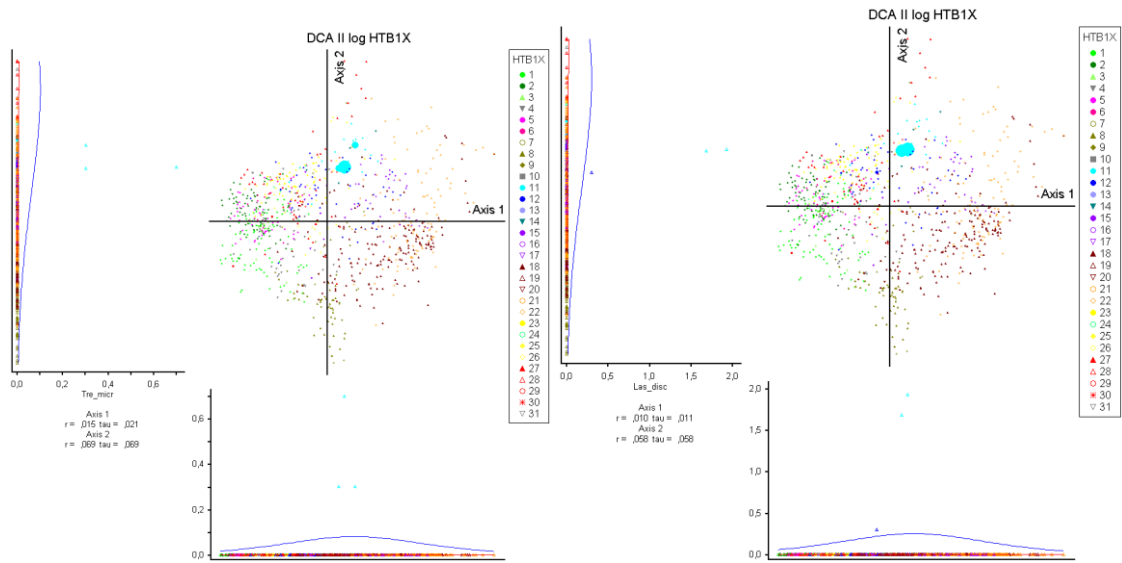


Abb. A.3.77.: DCA für *Trechoblemus micros*, *Lasiotrechus discus*

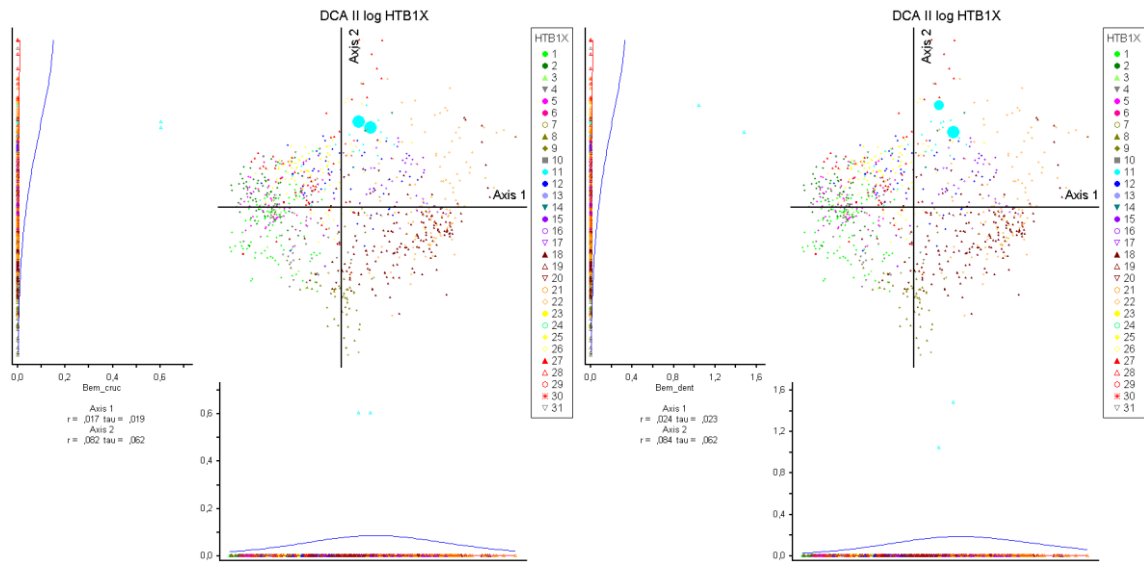


Abb. A.3.78.: DCA für *Bembidion cruciatum bualei*, *Bembidion dentellum*

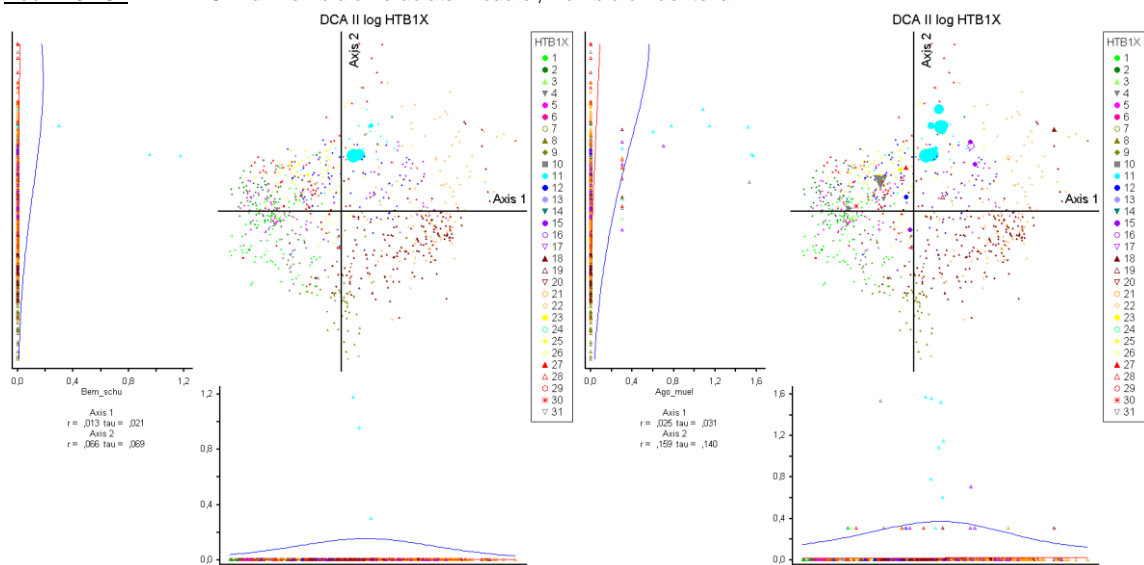


Abb. A.3.79.: DCA für *Bembidion schueppelii*, *Agonum muelleri*

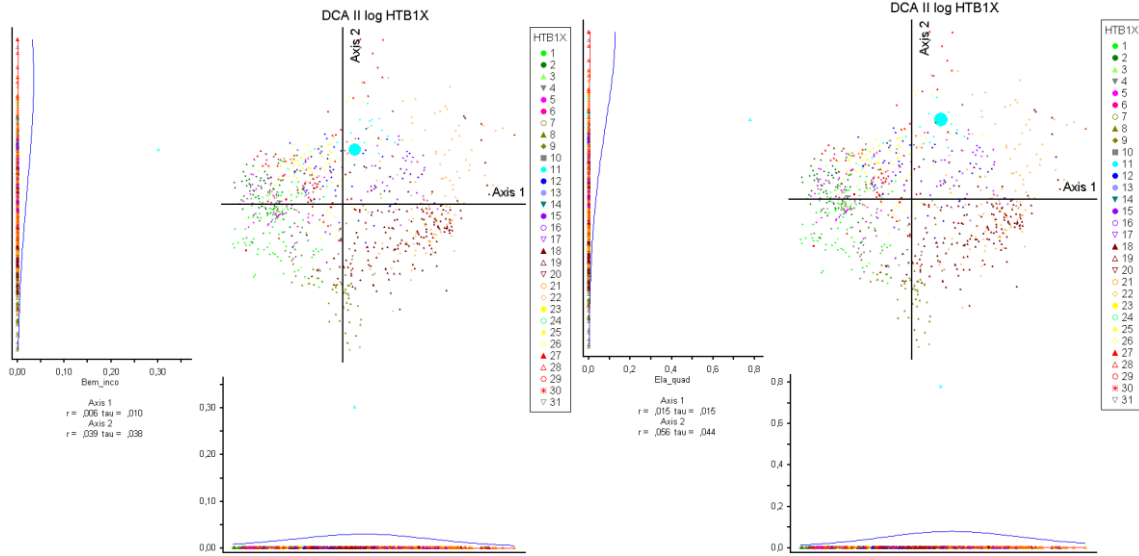


Abb. A.3.80.: DCA für *Bembidion incognitum*, *Elaphropus quadrisignatus*

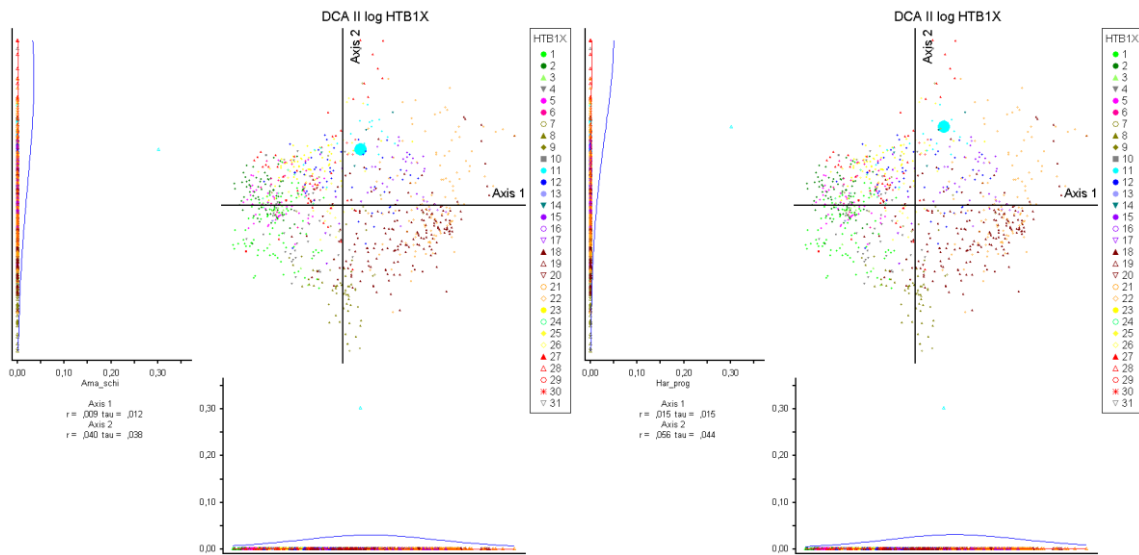


Abb. A.3.81.: DCA für *Amara schimperi*, *Harpalus progreiens*

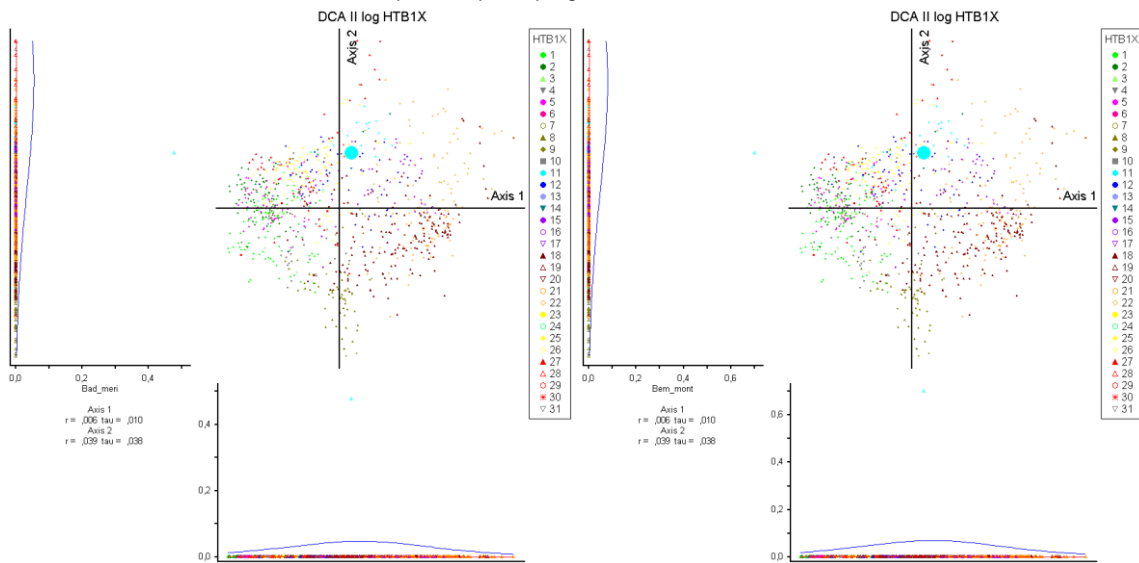


Abb. A.3.82.: DCA für *Badister meridionalis*, *Bembidion monticola*

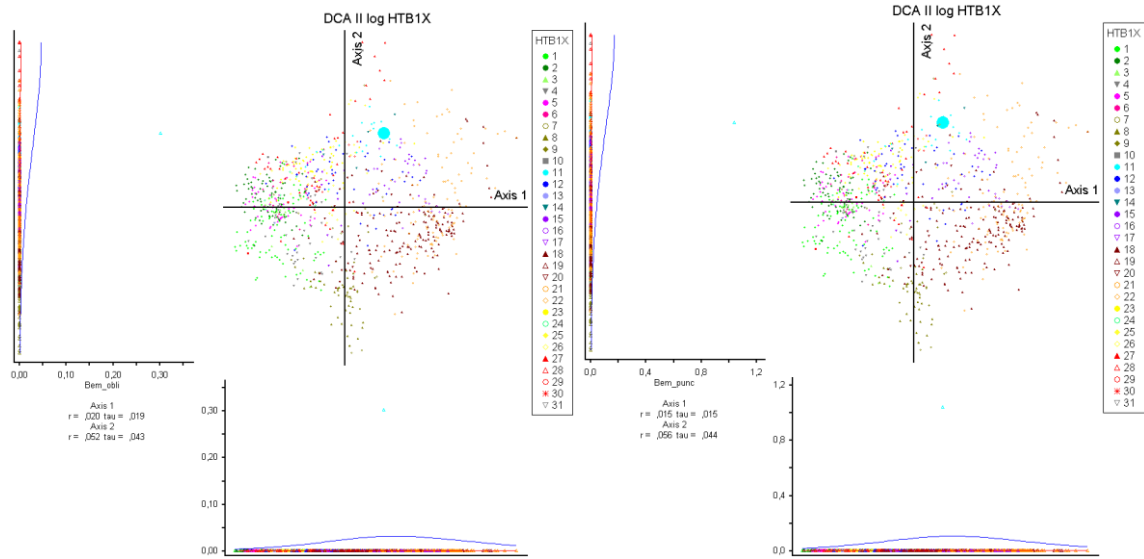


Abb. A.3.83.: DCA für *Bembidion obliquum*, *Bembidion punctulatum*

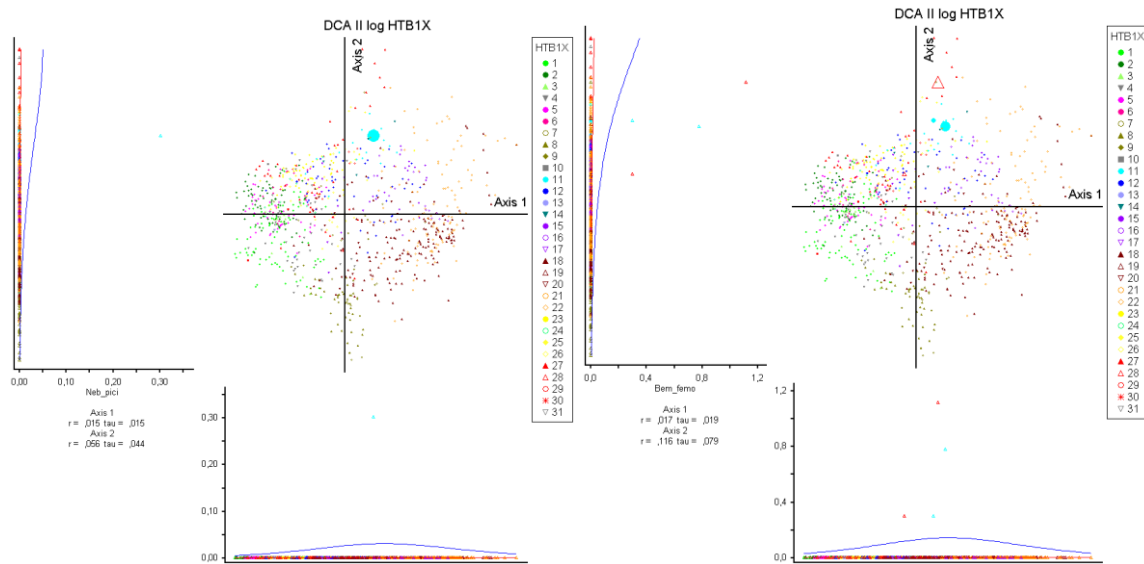


Abb. A.3.84.: DCA für *Nebria picicornis*, *Bembidion femoratum*

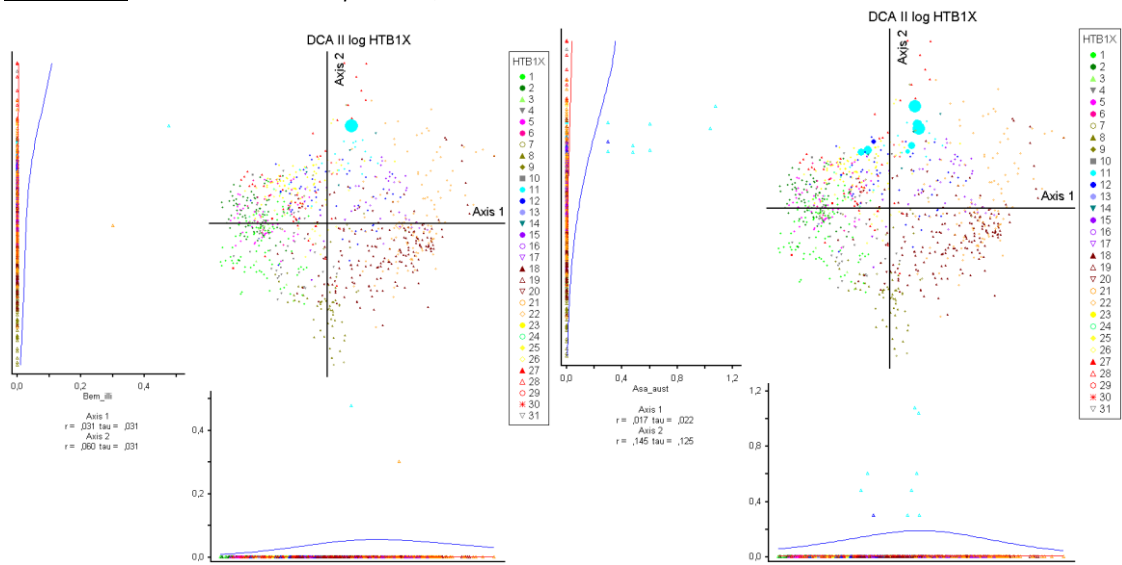


Abb. A.3.85.: DCA für *Bembidion illigeri*, *Asaphidion austriacum*

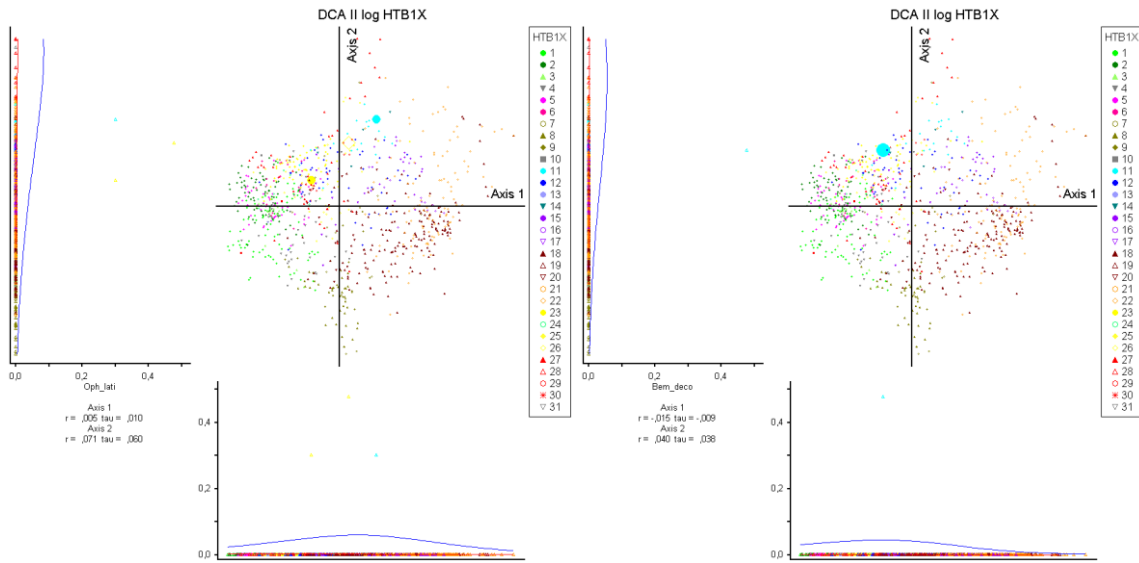


Abb. A.3.86.: DCA für *Ophonus laticollis*, *Bembidion decorum*

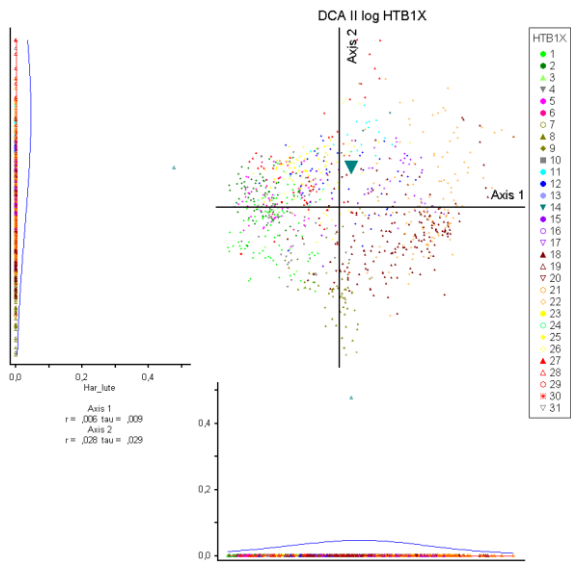


Abb. A.3.87.: DCA für *Harpalus luteicornis*

Der DCA-Plot für *Amara aulica* ist im Kapitel Kiefernwald abgebildet.

Arten (v.a.) der Bach-Auwälder

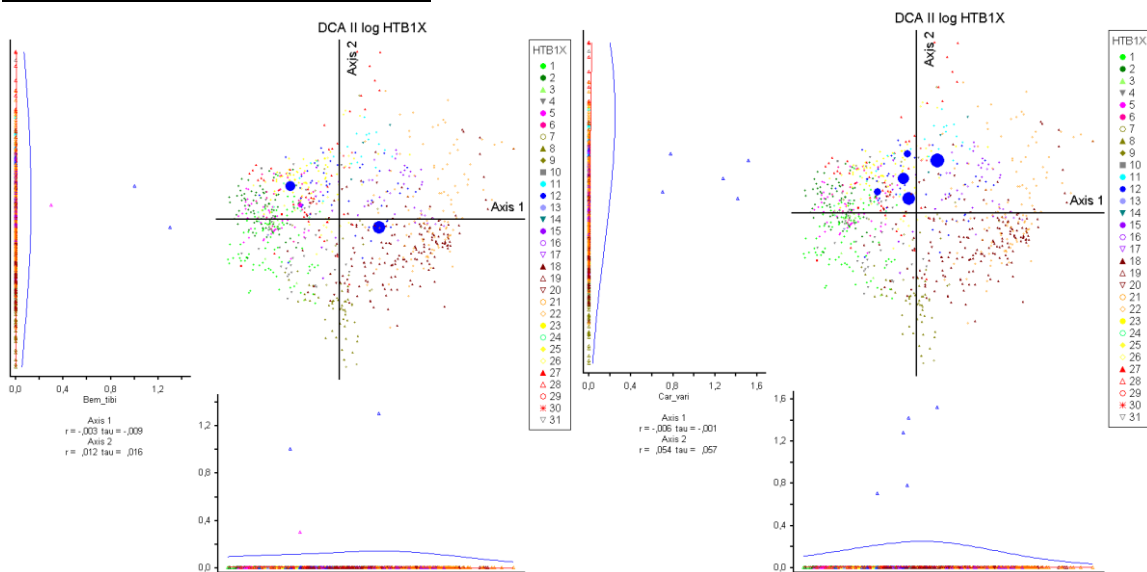


Abb. A.3.88.: DCA für *Bembidion tibiale*, *Carabus variolosus*

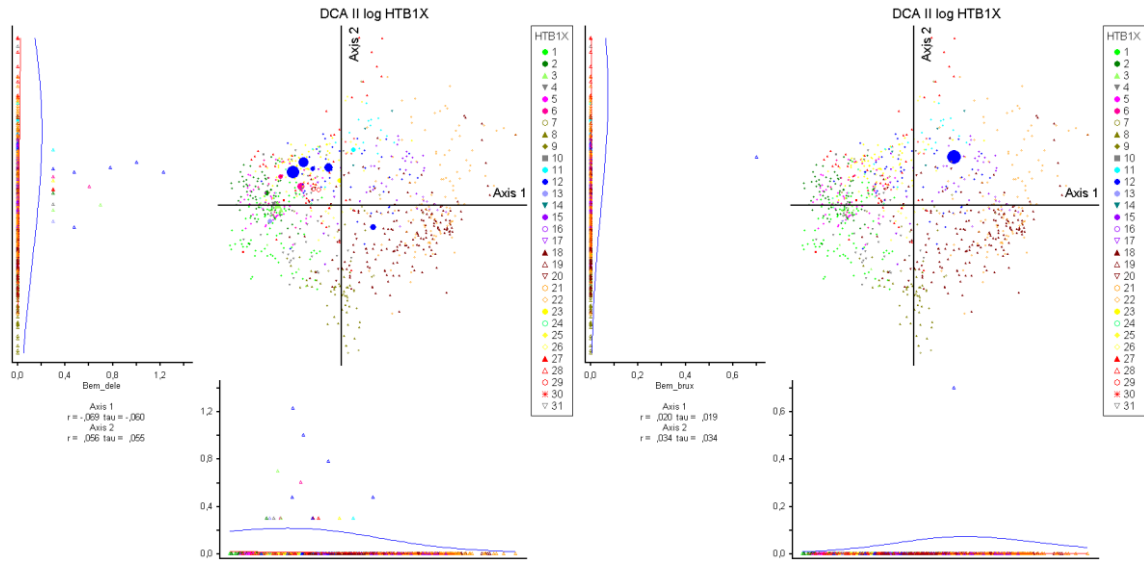


Abb. A.3.89.: DCA für *Bembidion deletum*, *Bembidion bruxellense*

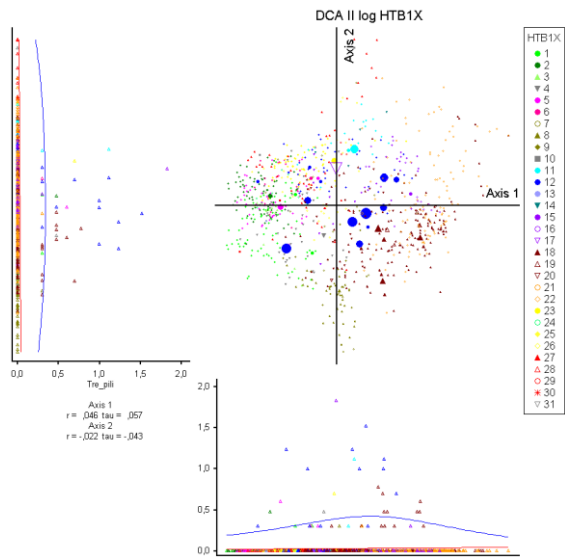


Abb. A.3.90.: DCA für *Trechus pilisensis*

A.3.7. Bruchwälder und Kontakthabitate

Die DCA-Diagramme der Arten, die sowohl in Bruch- als auch Auwäldern und dort jeweils in ungefähr gleichem Umfang vorkommen, finden sich als eigener Abschnitt bei den Auwäldern.

Arten mit Schwerpunkt in Bruch-, aber Vorkommen auch in Auwäldern

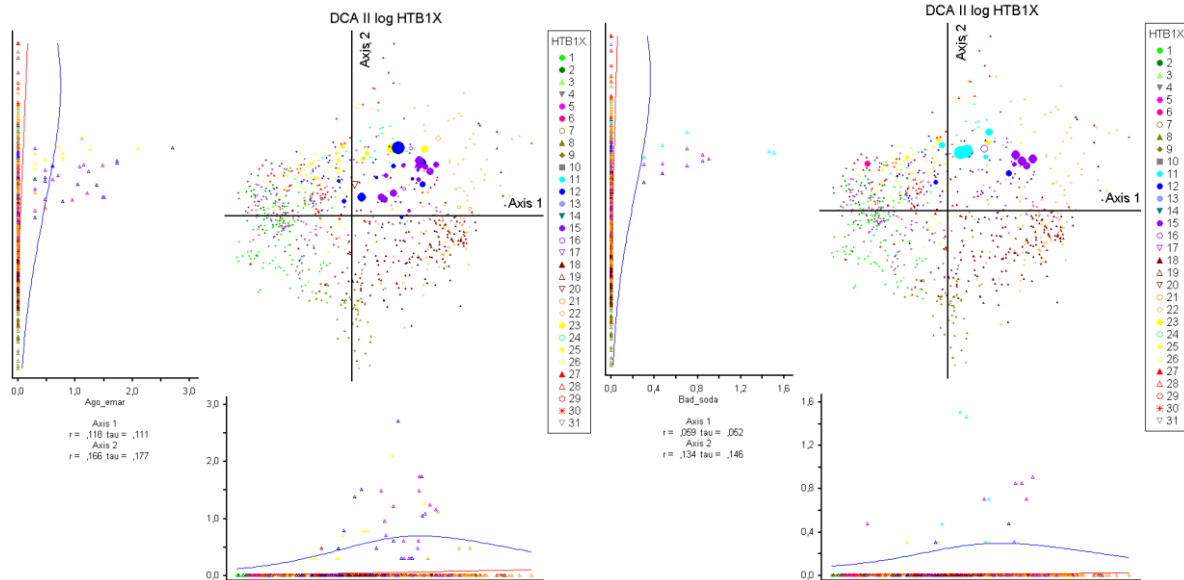


Abb. A.3.91.: DCA für *Agonum emarginatum*, *Badister sodalis*

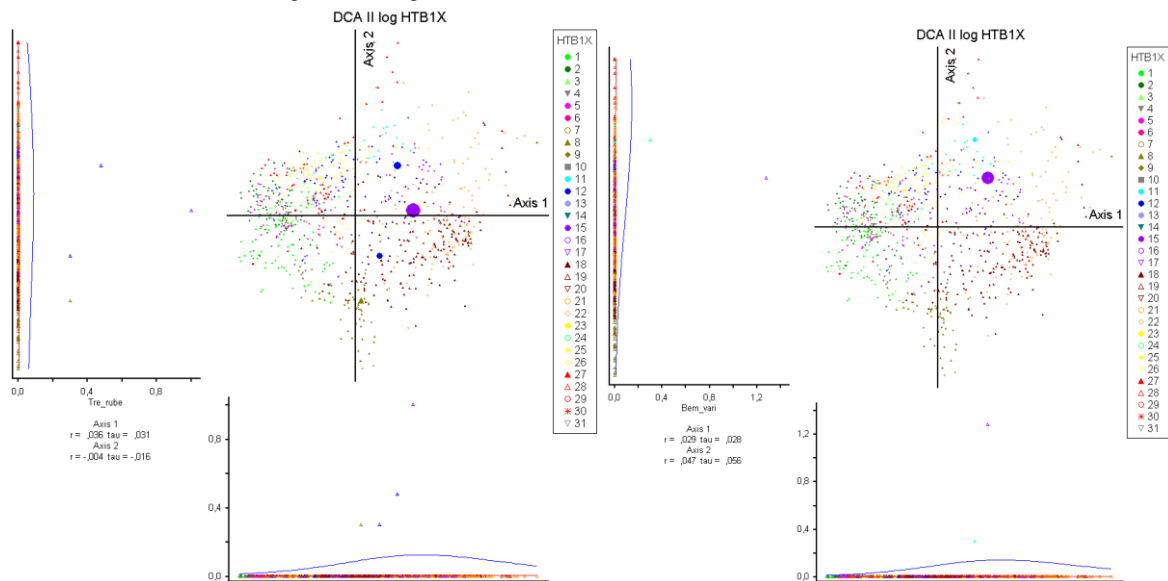


Abb. A.3.92.: DCA für *Trechus rubens*, *Bembidion varium*

Die DCA von *Bembidion mannerheimii*, der eine gewisse Häufung in Bruchwäldern erkennen lässt, aber auch in Au- und feuchten Eichenwäldern auftritt, ist bei den Auwäldern abgebildet.

Arten mit Vorkommen weitgehend nur in Bruchwäldern

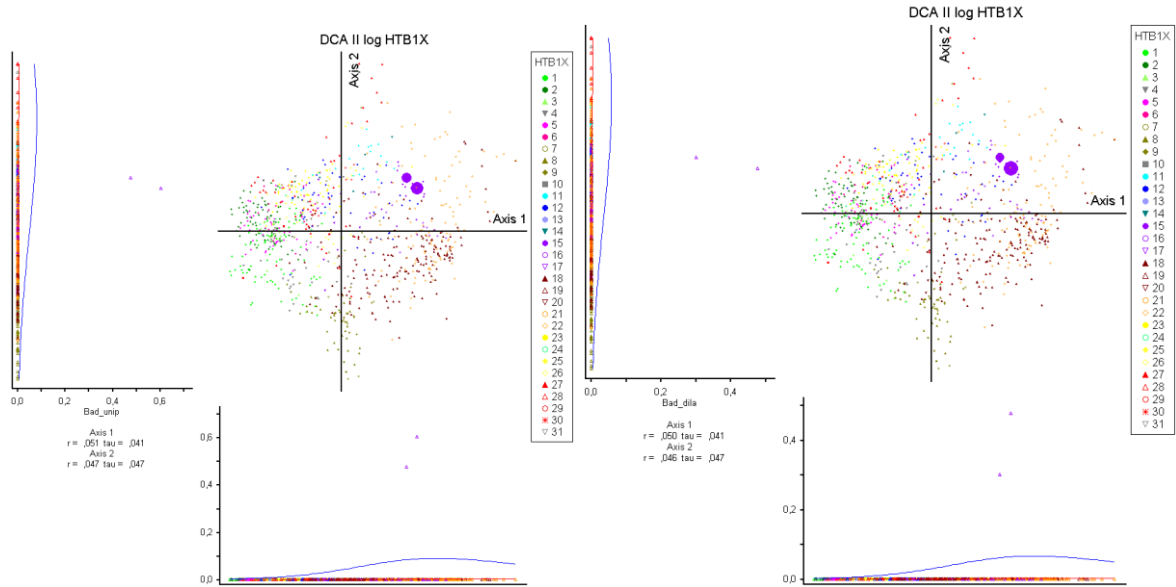


Abb. A.3.93.: DCA für *Badister unipustulatus*, *Badister dilatatus*

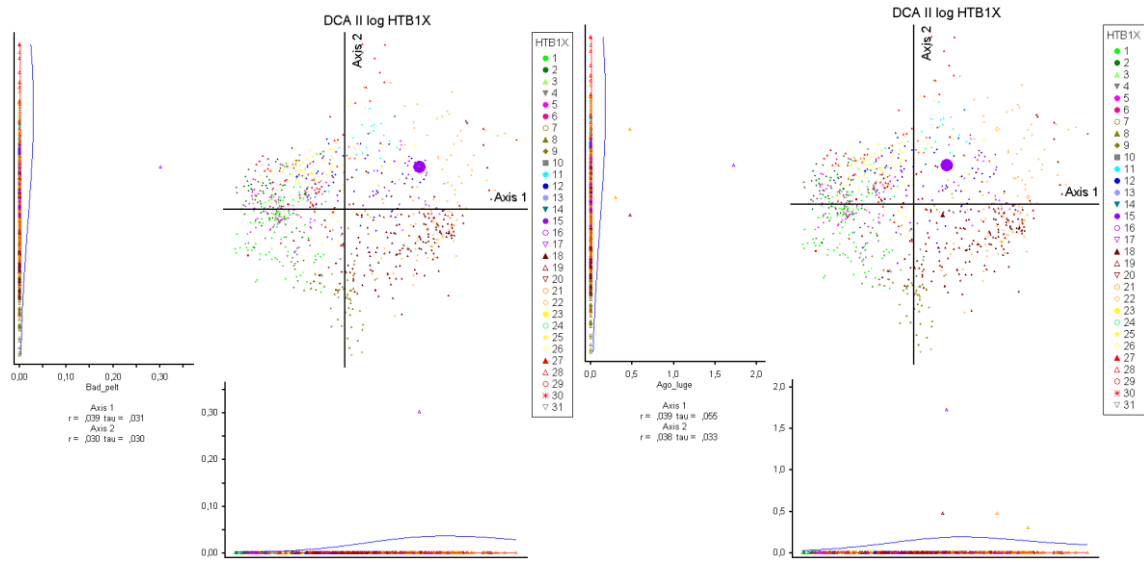


Abb. A.3.94.: DCA für *Badister peltatus*, *Agonum lugens*

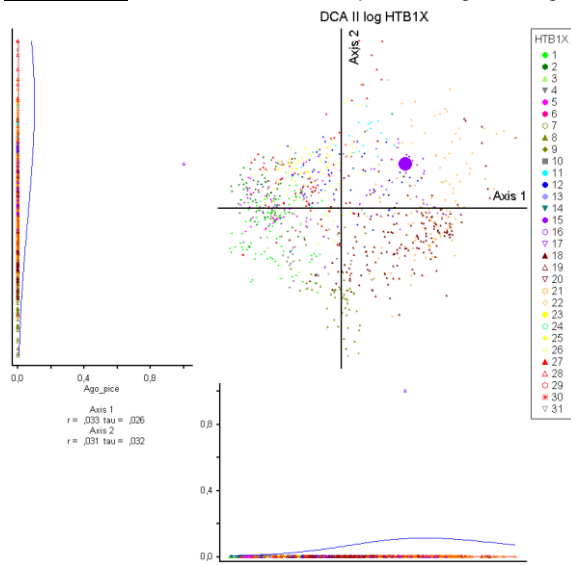


Abb. A.3.95.: DCA für *Agonum piceum*

Arten mit Vorkommen in Bruch-, Bachauwald- und Mooren/Moorwäldern

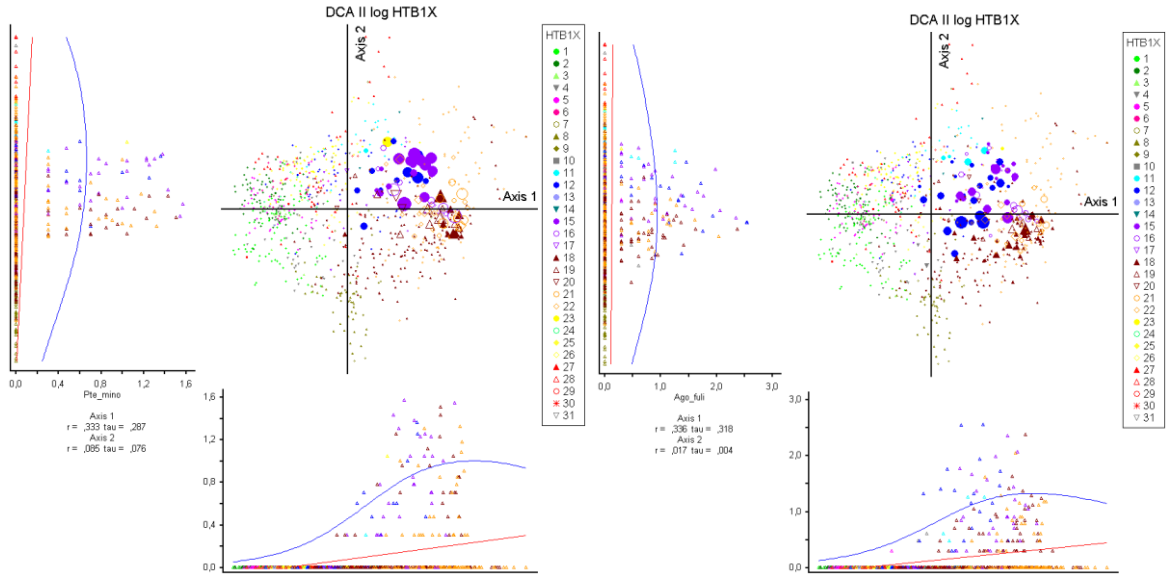


Abb. A.3.96.: DCA für *Pterostichus minor*, *Agonum fuliginosum*

Arten mit Vorkommen in Bruchwäldern und offenen Niedermooren

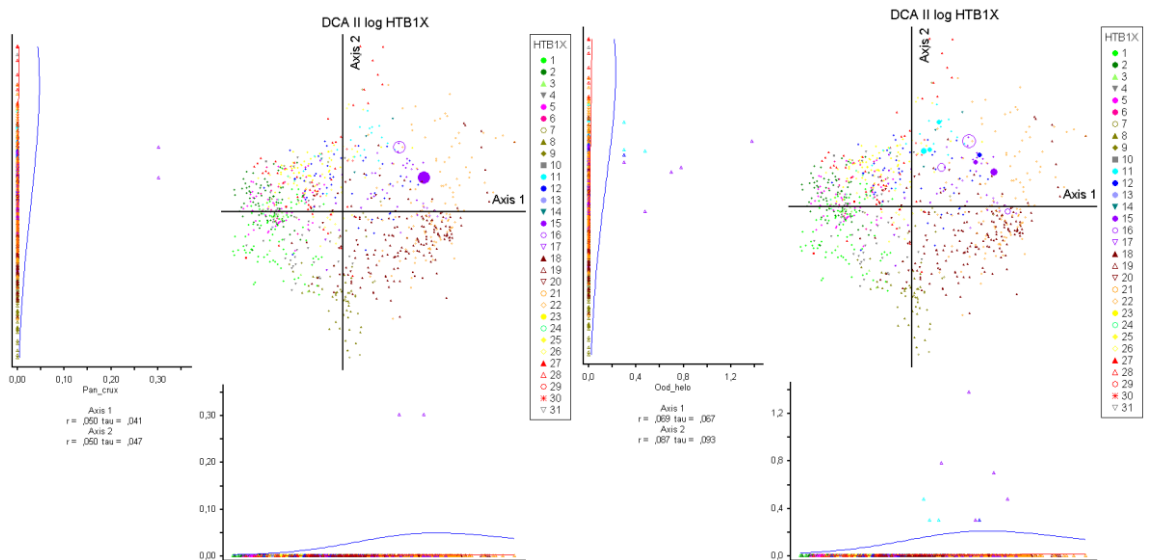


Abb. A.3.97.: DCA für *Panagaeus cruxmajor*, *Oodes helopioides*

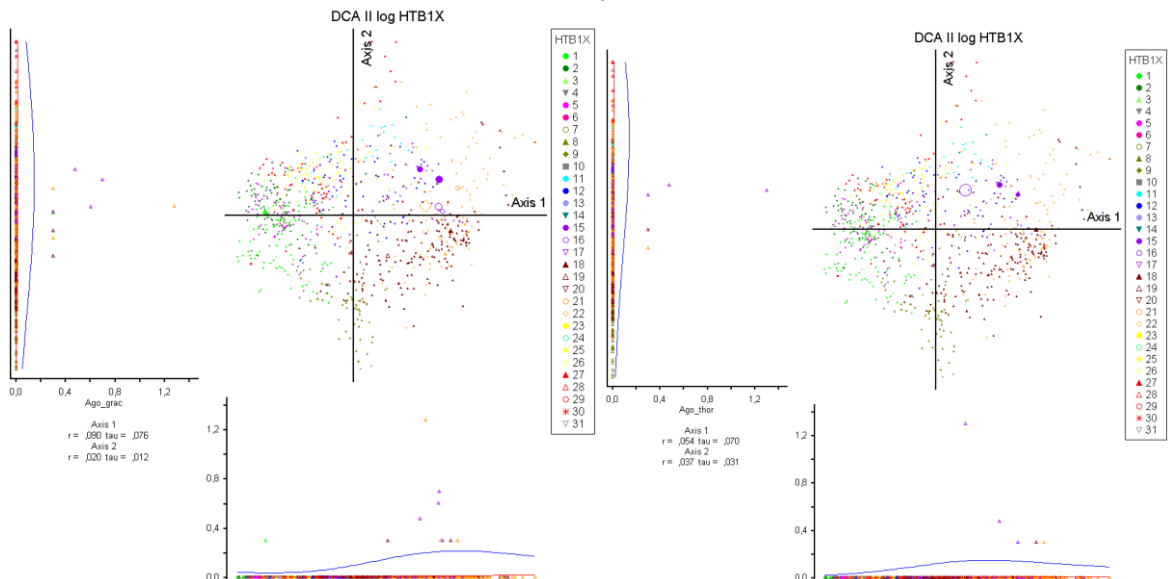


Abb. A.3.98.: DCA für *Agonum gracile*, *Agonum thoreyi*

Niedermoor-Arten (an Beispielen):

Da nur als Pendant-Habitats verwendet, sollen hier nur ausgewählte Niedermoor-Arten als Beispiele dargestellt werden.

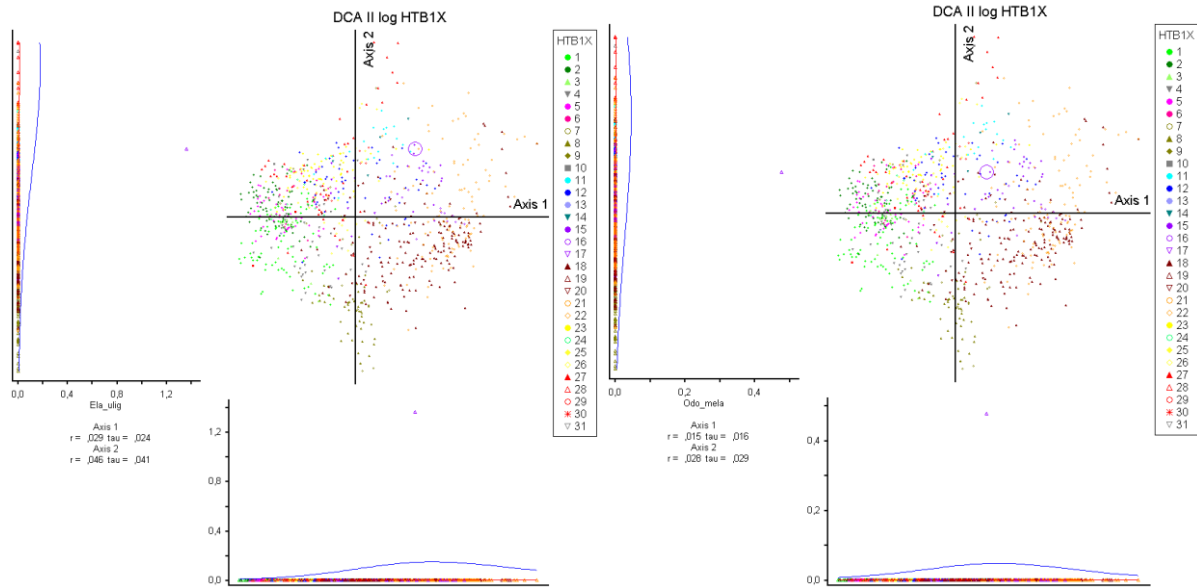


Abb. A.3.99.: DCA für *Elaphrus uliginosus*, *Odocantha melanura*

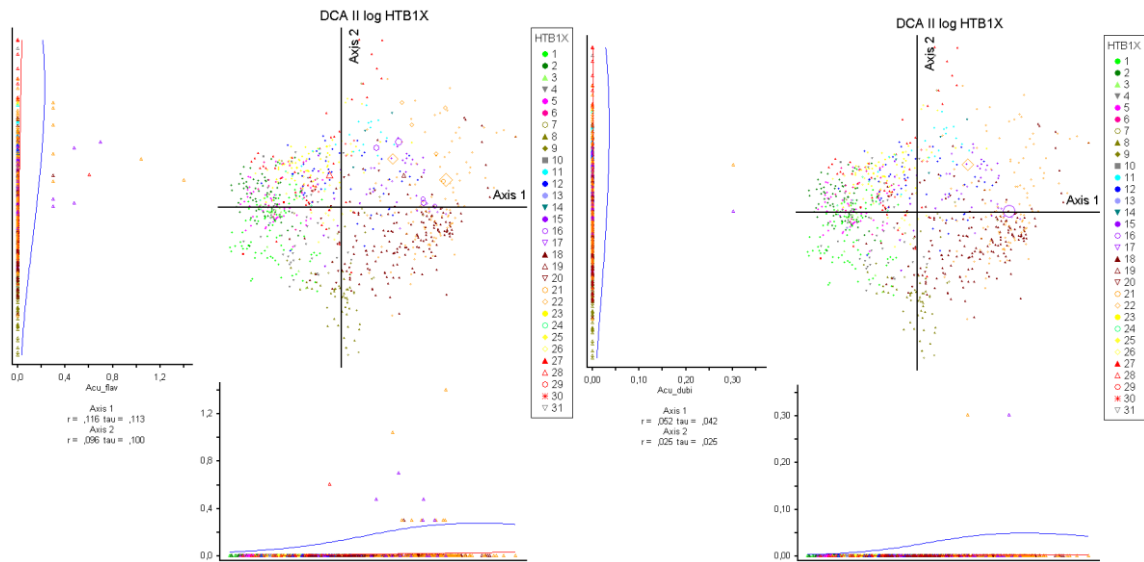


Abb. A.3.100.: DCA für *Acupalpus flavicollis*, *Acupalpus dubius*

A.3.8. Moorswälder und offene Moore

Arten organischer Böden

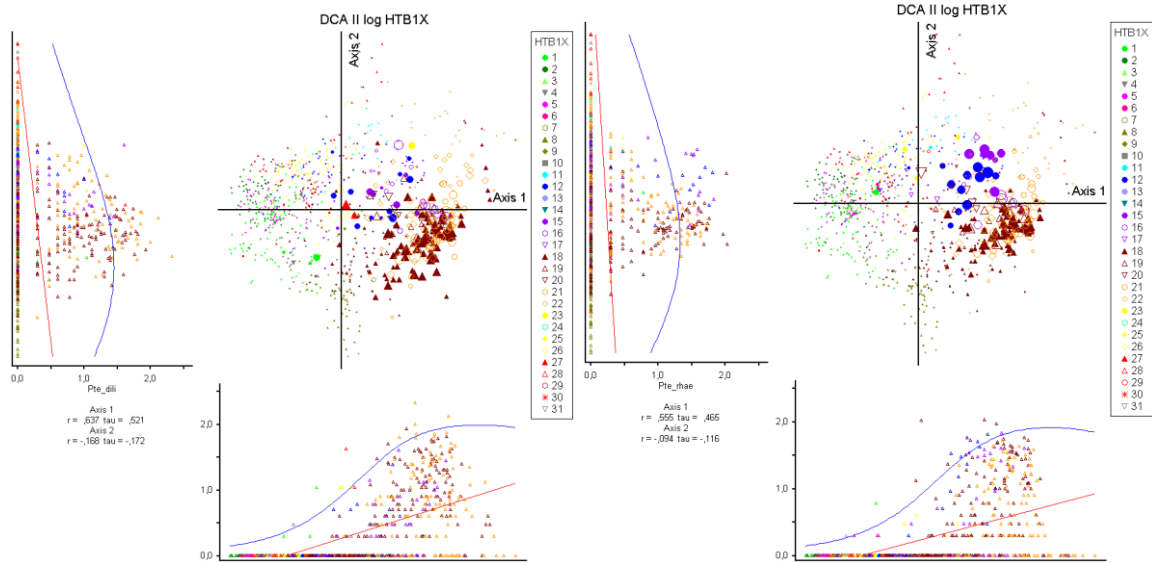


Abb. A.3.101.: DCA für *Pterostichus diligens*, *Pterostichus rhaeticus*

Arten der Moorswälder

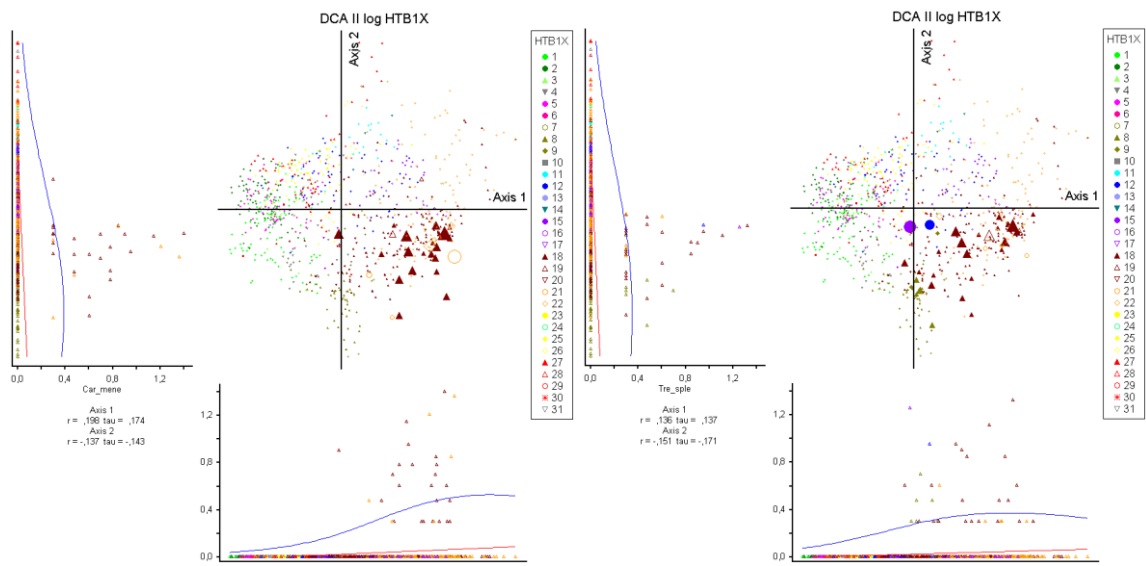


Abb. A.3.102.: DCA für *Carabus menetriesi*, *Trechus splendens*

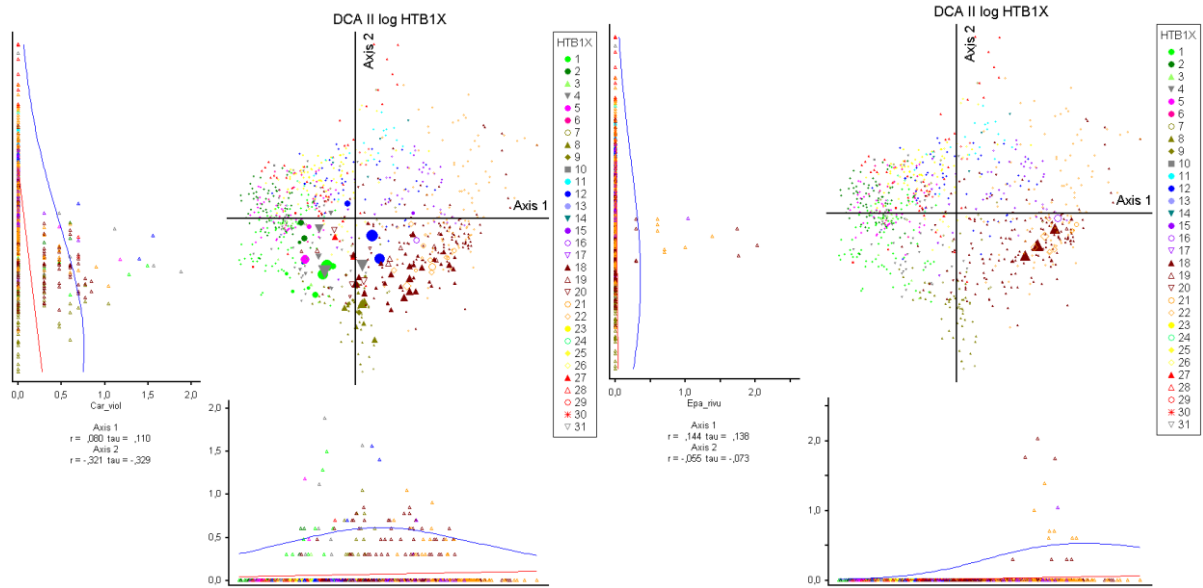


Abb. A.3.103.: DCA für *Carabus violaceus* (s.str), *Epaphius rivularis*

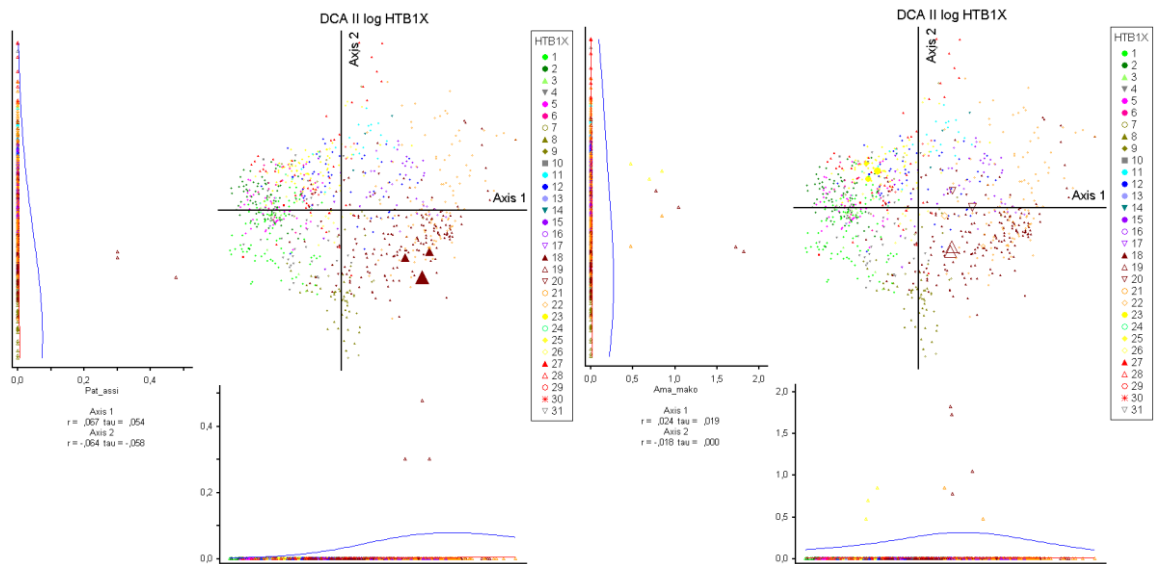


Abb. A.3.104.: DCA für *Patrobus assimilis*, *Amara makolskii*

Das DCA-Ergebnis für *Trechus alpicola* ist bei den Fichtenwäldern abgebildet.

Arten mit Schwerpunkt in offenen Hochmooren (incl. Moorheiden), aber auch in Moorwäldern

Die DCA für *Dyschirius globosus* und *Pterostichus vernalis* werden beim Auwald, *Acupalpus dubius* bei den Niedermooren, für *Amara lunicollis*, *Harpalus solitarius* und *Anisodactylus binotatus* beim Kiefernwald abgebildet.

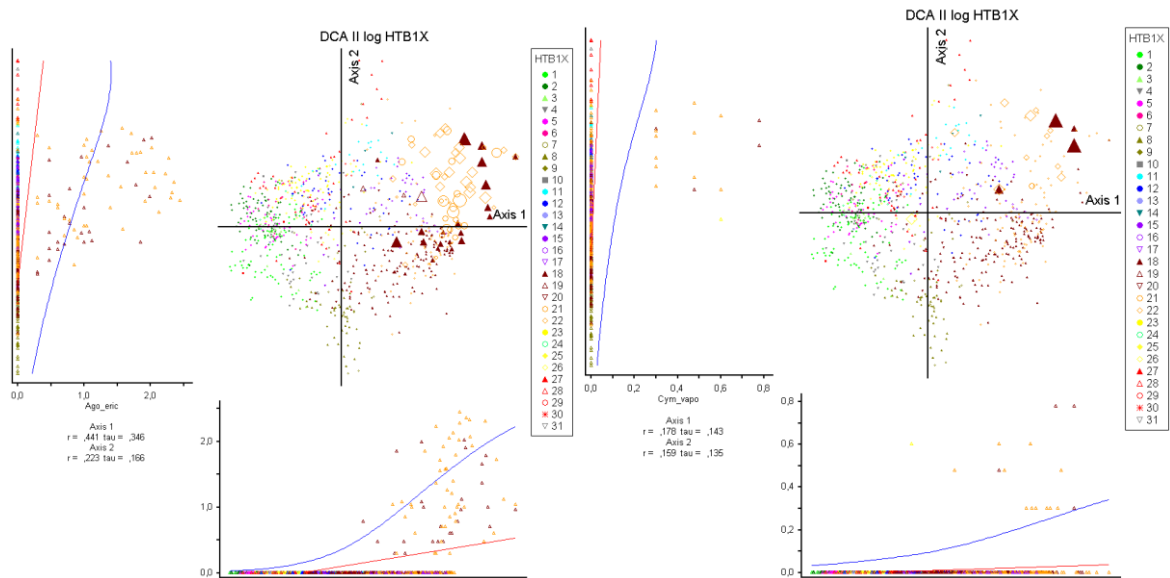


Abb. A.3.105.: DCA für *Agonum ericeti*, *Cymindis vaporariorum*

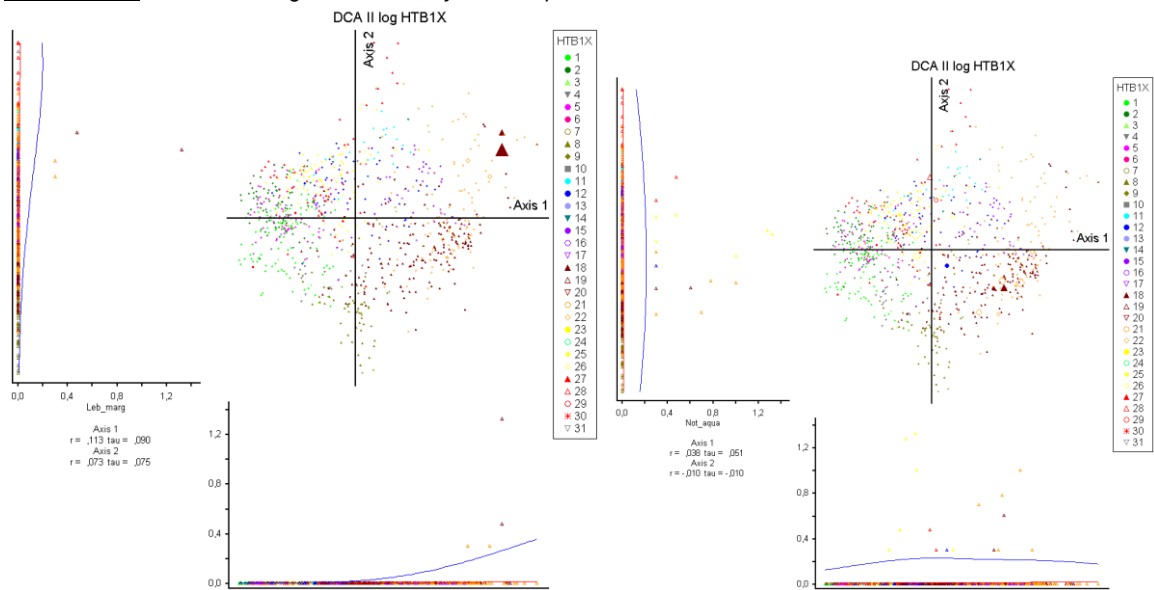


Abb. A.3.106.: DCA für *Lebia marginata*, *Notiophilus aquaticus*

Arten mit Vorkommen weitgehend nur in Moorheiden (und anderen Heide-artigen Lebensräumen)

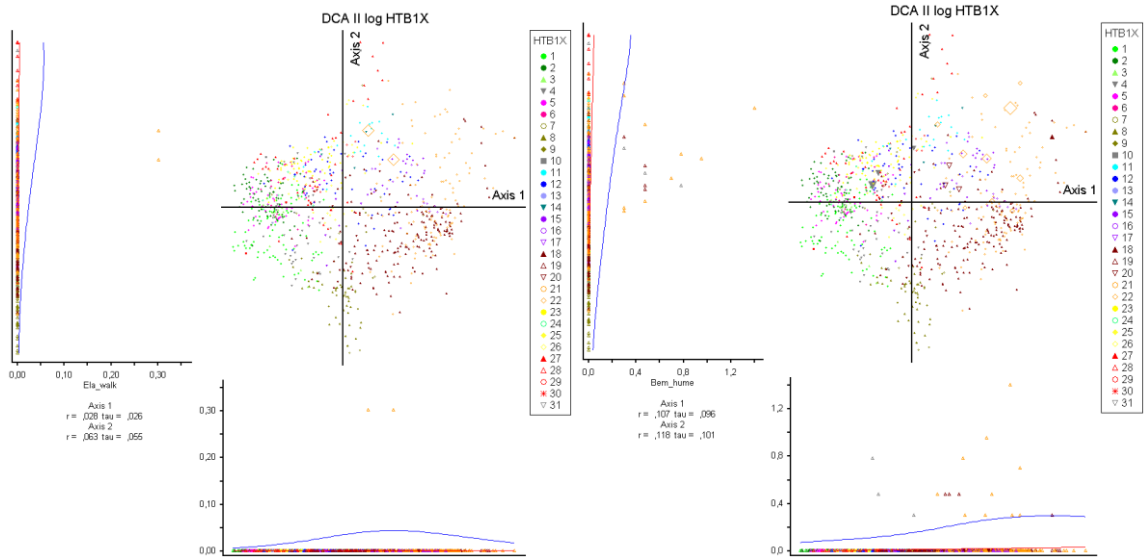


Abb. A.3.107.: DCA für *Elaphropus walkerianus*, *Bembidion humerale*

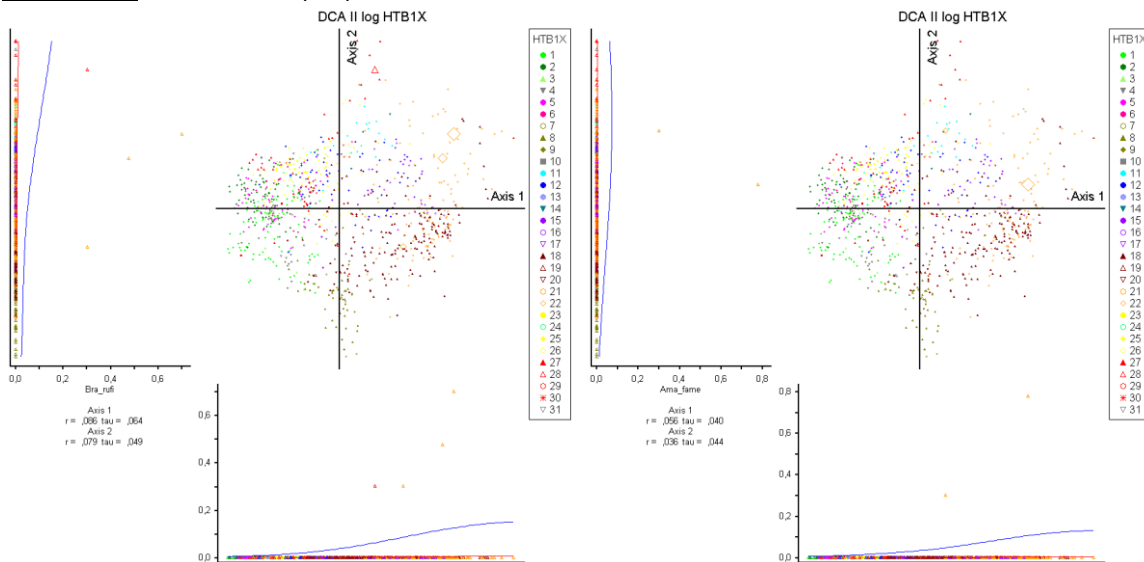


Abb. A.3.108.: DCA für *Bradycellus ruficollis*, *Amara famelica*

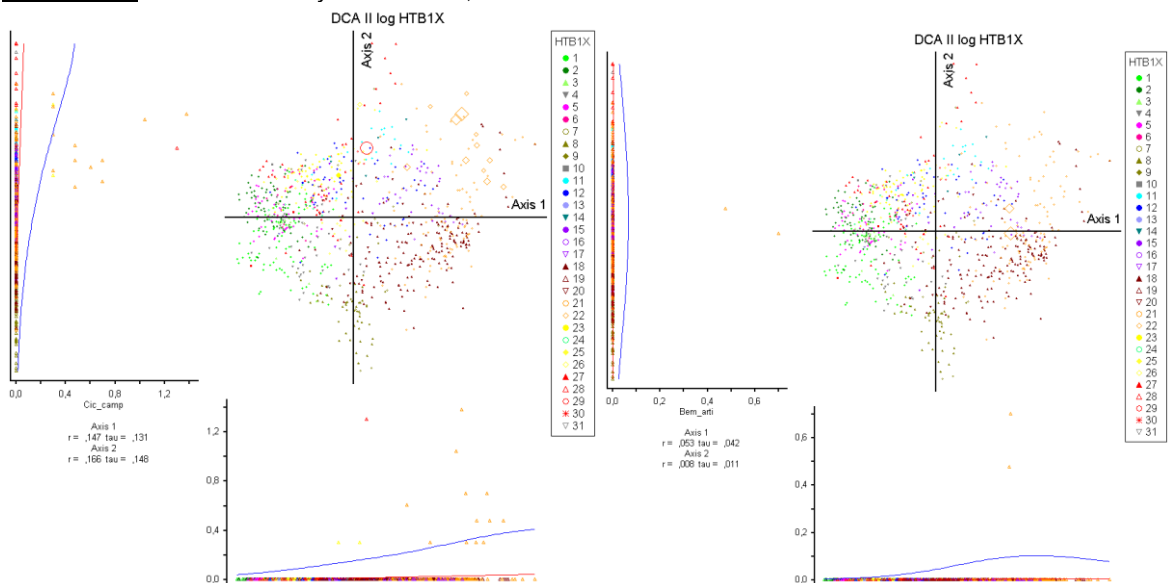


Abb. A.3.109.: DCA für *Cicindela campestris*, *Bembidion articulatum*

Artregister der Ordinations-Biplots

<i>Abax carinatus</i> : 11	<i>Anchomenus</i>	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus</i>
<i>Abax ovalis</i> : 4	<i>dorsalis</i> : 31	<i>properans</i> : 21,	<i>problematicus</i> :
<i>Abax</i>	<i>Anisodactylus</i>	31	19
<i>parallelepipedus</i> :	<i>binotatus</i> : 23, 44	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus scheidleri</i> :
9, 20	<i>Aptinus bombardae</i> :	<i>punctulatum</i> : 35	8
<i>Abax parallelus</i> : 13	5	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus sylvestris</i> :
<i>Acupalpus dubius</i> :	<i>Asaphidion</i>	<i>schueppelii</i> : 33	15
41, 44	<i>austriacum</i> : 35	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus ulrichii</i> : 14
<i>Acupalpus</i>	<i>Asaphidion curtum</i> :	<i>tetracolum</i> : 31	<i>Carabus violaceus</i>
<i>flavicollis</i> : 41	8	<i>Bembidion tibiale</i> :	<i>purpurascens</i> :
<i>Acupalpus</i>	<i>Badister bullatus</i> :	36	19
<i>meridianus</i> : 23	28	<i>Bembidion varium</i> :	<i>Chlaenius vestitus</i> :
<i>Agonum</i>	<i>Badister dilatatus</i> :	38	32
<i>emarginatum</i> : 38	39	<i>Bradycellus</i>	<i>Cicindela</i>
<i>Agonum ericeti</i> : 44	<i>Badister</i>	<i>ruficollis</i> : 45	<i>campestris</i> : 45
<i>Agonum</i>	<i>lacertosus</i> : 30	<i>Bradycellus</i>	<i>Cicindela hybrida</i> :
<i>fuliginosum</i> : 40	<i>Badister</i>	<i>verbasci</i> : 21	25
<i>Agonum gracile</i> : 40	<i>meridionalis</i> : 34	<i>Calathus</i>	<i>Cicindela sylvatica</i> :
<i>Agonum lugens</i> : 39	<i>Badister peltatus</i> :	<i>ambiguus</i> : 21	25
<i>Agonum micans</i> :	39	<i>Calathus erratus</i> :	<i>Clivina collaris</i> : 32
31	<i>Badister sodalis</i> :	25	<i>Clivina fossor</i> : 31
<i>Agonum muelleri</i> :	38	<i>Calathus fuscipes</i> :	<i>Cychrus</i>
33	<i>Badister</i>	22	<i>attenuatus</i> : 4
<i>Agonum piceum</i> :	<i>unipustulatus</i> : 39	<i>Calathus</i>	<i>Cychrus</i>
39	<i>Bembidion</i>	<i>micropterus</i> : 15,	<i>caraboides</i> : 9
<i>Agonum thoreyi</i> :	<i>articulatum</i> : 45	18	<i>Cymindis</i>
40	<i>Bembidion</i>	<i>Calodromius</i>	<i>humeralis</i> : 20
<i>Agonum viduum</i> :	<i>biguttatum</i> : 31	<i>spilotus</i> : 18	<i>Cymindis</i>
30	<i>Bembidion</i>	<i>Calosoma</i>	<i>vaporariorum</i> : 44
<i>Amara aulica</i> : 23,	<i>bruxellense</i> : 37	<i>inquisitor</i> : 11	<i>Diachromus</i>
36	<i>Bembidion</i>	<i>Calosoma</i>	<i>germanus</i> : 14
<i>Amara bifrons</i> : 24	<i>cruciatum bualei</i> :	<i>sycophanta</i> : 11	<i>Dyschirius</i>
<i>Amara consularis</i> :	33	<i>Carabus arvensis</i> :	<i>globosus</i> : 27, 44
18	<i>Bembidion</i>	16	<i>Elaphropus</i>
<i>Amara convexior</i> :	<i>decoratum</i> : 32	<i>Carabus auratus</i> : 9	<i>quadrisignatus</i> :
11, 21	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus</i>	34
<i>Amara cursitans</i> :	<i>decorum</i> : 36	<i>auronitens</i> : 6	<i>Elaphropus</i>
20	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus</i>	<i>walkerianus</i> : 45
<i>Amara curta</i> : 20	<i>deletum</i> : 37	<i>cancellatus</i> : 14	<i>Elaphrus aureus</i> :
<i>Amara equestris</i> :	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus convexus</i> :	32
24	<i>dentellum</i> : 33	19	<i>Elaphrus cupreus</i> :
<i>Amara eurynota</i> :	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus coriaceus</i> :	29
21	<i>femoratum</i> : 35	5	<i>Elaphrus</i>
<i>Amara famelica</i> : 45	<i>Bembidion guttula</i> :	<i>Carabus glabratus</i> :	<i>uliginosus</i> : 41
<i>Amara familiaris</i> :	29	6	<i>Epaphius rivularis</i> :
22	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus</i>	43
<i>Amara lunicollis</i> :	<i>humerale</i> : 45	<i>granulatus</i> : 28	<i>Epaphius secalis</i> :
24, 44	<i>Bembidion illigeri</i> :	<i>Carabus intricatus</i> :	27
<i>Amara makolskii</i> :	35	5	<i>Harpalus atratus</i> : 9
43	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus</i>	<i>Harpalus laevipes</i> :
<i>Amara municipalis</i> :	<i>incognitum</i> : 34	<i>irregularis</i> : 7	22
18	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus linnei</i> : 6	<i>Harpalus latus</i> : 23
<i>Amara nigricornis</i> :	<i>lampros</i> : 22	<i>Carabus</i>	<i>Harpalus</i>
17	<i>Bembidion</i>	<i>menetriesi</i> : 42	<i>luteicornis</i> : 36
<i>Amara plebeja</i> : 22	<i>mannerheimii</i> :	<i>Carabus monilis</i> :	<i>Harpalus</i>
<i>Amara pulpani</i> : 20	12, 38	11	<i>progrediens</i> : 34
<i>Amara schimperi</i> :	<i>Bembidion</i>	<i>Carabus</i>	<i>Harpalus rufipes</i> :
34	<i>monticola</i> : 34	<i>nemoralis</i> : 13	22
<i>Amara similata</i> : 32	<i>Bembidion</i>		<i>Harpalus solitaris</i> :
	<i>obliquum</i> : 35		23, 44

<i>Lasiotrechus discus</i> : 33	<i>Notiophilus rufipes</i> : 14	<i>Pterostichus aethiops</i> : 15	<i>Pterostichus strenuus</i> : 29
<i>Lebia marginata</i> : 44	<i>Odocantha melanura</i> : 41	<i>Pterostichus anthracinus</i> : 29	<i>Pterostichus transversalis</i> : 8
<i>Leistus montanus</i> : 17	<i>Olisthopus rotundatus</i> : 20	<i>Pterostichus burmeisteri</i> : 4, 10	<i>Pterostichus unctulatus</i> : 5
<i>Leistus nitidus</i> : 9	<i>Oodes helopioides</i> : 40	<i>Pterostichus diligens</i> : 42	<i>Pterostichus vernalis</i> : 44
<i>Leistus piceus</i> : 10, 15	<i>Ophonus azureus</i> : 21	<i>Pterostichus fasciatopunctatus</i> : 7	<i>Stomis pumicatus</i> : 28
<i>Leistus rufomarginatus</i> : 8	<i>Ophonus laticollis</i> : 36	<i>Pterostichus gracilis</i> : 30	<i>Syntomus foveatus</i> : 25
<i>Leistus spinibarbis</i> : 5	<i>Ophonus rufibarbis</i> : 28	<i>Pterostichus madidus</i> : 8	<i>Syntomus truncatellus</i> : 25
<i>Leistus terminatus</i> : 29	<i>Oreonebria castanea</i> : 16	<i>Pterostichus melanarius</i> : 12	<i>Synuchus nivalis</i> : 13
<i>Limodromus assimilis</i> : 12	<i>Oxypselaphus obscurus</i> : 30	<i>Pterostichus melas</i> : 12	<i>Trechoblemus micros</i> : 33
<i>Loricera pilicornis</i> : 27	<i>Panagaeus cruxmajor</i> : 40	<i>Pterostichus minor</i> : 40	<i>Trechus alpicola</i> : 16, 43
<i>Molops elatus</i> : 4	<i>Paranchus albipes</i> : 30	<i>Pterostichus niger</i> : 13	<i>Trechus obtusus</i> : 30
<i>Nebria brevicollis</i> : 21, 28	<i>Paratachys bistratus</i> : 23	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> : 13	<i>Trechus pilisensis</i> : 37
<i>Nebria picicornis</i> : 35	<i>Patrobus assimilis</i> : 43	<i>Pterostichus ovoideus</i> : 11	<i>Trechus rubens</i> : 15, 38
<i>Nebria rufescens</i> : 32	<i>Patrobus atrorufus</i> : 28	<i>Pterostichus pumilio</i> : 15	<i>Trechus splendens</i> : 15, 16, 42
<i>Notiophilus aestuans</i> : 26	<i>Philorhizus notatus</i> : 5	<i>Pterostichus quadrifoveolatus</i> : 20	<i>Trichotichnus laevicollis</i> : 4
<i>Notiophilus aquaticus</i> : 44	<i>Platynus vivens</i> : 9	<i>Pterostichus rhaeticus</i> : 42	<i>Trichotichnus nitens</i> : 7
<i>Notiophilus biguttatus</i> : 6	<i>Platynus scrobiculatus</i> : 7		
<i>Notiophilus germinyi</i> : 18	<i>Poecilus cupreus</i> : 24		
<i>Notiophilus palustris</i> : 12, 21	<i>Poecilus versicolor</i> : 24		

Anlage A.4, Tabellen der Chi²-Testwerte

Grüne Felder: Tests auf Habitatgruppen (olivgrün: Konvolute; hellgrün: Habitattypen; dunkelgrün: Zusammenfassung); der maximale Wert der Art für eine Habitattypengruppe ist unterstrichen; rosa: Schlüsselmerkmale; lila: Zusammenfassung; blau: Klima; neg.=negativer Phi-Koeffizient; n.s.=nicht signifikant, n.t.=nicht getestet, da kein Vorkommen im Datensatz; Werte in Klammern sind Trendwerte; AggMax = Aggregat höchsten Testwertes; Max5 = nächsthöchste fünf Aggregate; Sign. (alle): alle signifikanten Aggregate

Tab. A.4.1. Buchenwälder

Tests auf WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF; selektive Tests auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes

Art	Habitat (gruppen)-Affinität	MIN	LH	LBW	BUST	S+B	BSS	BUS1	BUS2	BB	HT	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Habitat-schlüsselmerkmale	A	B	TH	BA	HTr	F	S	GR	Klimafaktoren	
Erläuterung/ Test	Nat. Waldstandorte (HTS3=1)	Minerale Standorte (ORG=0)	Landhabitat (FH=0)	Laubwald (LBW=1)	Buchenstandorte (HTS2=1)	Schlucht- und Buchenwald (HTB3=1)	Bodensaure Buchenstandorte (HTS1=1)	Bodensaure Buchenwald (HTB1=1)	Bodensaure Buchenwald (HTB2=1)	Basenreicher Buchenwald (HTB1=3; =HTB2=3)	LF, AF, HF	Aggregat höchsten Testwertes	(nächst-höchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	alle positiven Merkmale; (S= höchster Schirm%)	Auffageform	Basen-/Saure (>2 sowie selektiv)	Totholz (>2; d.h. mind. „mittel bis hoch“, d.h. nicht gering)	Bodenart: (soweit nicht anders angegeben: Lehm, d.h. 2)	Habitat-tradition (=ja)	Feuchtigkeit (durchgeh. <4, d.h. nicht nasse Standorte)	Schirm (>50, >70, >80; selektiv weitere)	Größe Wald (>20, >100 ha)	Temperatur-grenzen/ Höhen-bereiche (keine speziellen Bereiche, d.h. nur selektiv)	
Abax ovalis	23,0485 (<0,0001)	69,2181 (<0,0001)	20,6361 (<0,0001)	125,0041 (<0,0001)	86,0445 (<0,0001)	217,0757 (<0,0001)	15,2537 (<0,0001)	16,0366 (<0,0001)	32,8765 (<0,0001)	81,9615 (<0,0001)	LE: 14,0332 (0,0002); AF: 60,0760 (<0,0001); HF: 12,6852 (0,0004)	S+B: 217,0757 (<0,0001)	LBW> BUST> BB> MIN> AF	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF	As2, B>2, B<8, TH>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-2: 56,2091 (<0,0001); >1: 49,1916 (<0,0001) (neg.)	<8: 32,7597 (<0,0001); >2: 65,7650 (<0,0001)	>2: 4,2507 (0,0392)	2: 59,2823 (<0,0001)	7,5304 (0,0061)	<4: 17,3145 (<0,0001)	>50: 37,8699 (<0,0001); >70: 45,4187 (<0,0001); >80: 52,2721 (<0,0001)	>20: 16,9515 (<0,0001); >100: 27,8141 (<0,0001)	<8,0°: (Trend: 2,9874; 0,0839)	
Abax parallelepipedus	73,5092 (<0,0001)	308,7948 (<0,0001)	63,8962 (<0,0001)	236,8144 (<0,0001)	177,0694 (<0,0001)	203,7744 (<0,0001)	57,9795 (<0,0001)	39,3104 (<0,0001)	51,0870 (<0,0001)	60,8529 (<0,0001)	LE: 35,8157 (<0,0001); AF: 37,5817 (<0,0001); HF: 13,2792 (0,0003)	MIN: 308,7948 (<0,0001)	LBW> S+B> WS> LH> BB	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF	As3, B>2, TH>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-3: 220,5820 (<0,0001); 0-2: 211,9612 (<0,0001); >1: 81,8299 (<0,0001) (neg.)	>2: 98,9042 (<0,0001)	>2: 21,8882 (<0,0001)	2: 93,8545 (<0,0001)	(Trend: 2,8871; 0,0893)	<4: 61,2774 (<0,0001)	>50: 133,5851 (<0,0001); >70: 140,3652 (<0,0001); >80: 130,1715 (<0,0001)	>20: 21,6961 (<0,0001); >100: 66,1698 (<0,0001)	>4,5°: 71,8974 (<0,0001); NN=200-1000: 88,8596 (<0,0001)	
Abax parallelus	28,3870 (<0,0001)	152,4986 (<0,0001)	22,0770 (<0,0001)	107,4146 (<0,0001)	41,9071 (<0,0001)	21,9190 (<0,0001)	n.s.	6,8257 (0,0090) (neg.)	n.s.	26,0691 (0,0001)	LE: (Trend: 3,7536; 0,0527) (neg.); AF: 12,4951 (0,0004); HF: 13,6416 (0,0002)	MIN: 152,4986 (<0,0001)	LBW> WS> BB> LH	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BUS1, neg. (LF, neg.), BB, AF, HF	As2, B>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-2: 112,4401 (<0,0001); >1: 72,6005 (<0,0001) (neg.)	>2: 84,4761 (<0,0001)	>2: n.s.	2: 18,9231 (<0,0001)	22,1047 (0,0001) (neg.)	<4: 16,0845 (<0,0001)	>50: 40,5261 (<0,0001); >70: 61,1564 (<0,0001); >80: 52,6409 (<0,0001)	>20: 4,9107 (0,0267); >100: 12,9648 (0,0003)	NN=750: 130,6353 (<0,0001)	
Amara ovata	(Trend: 2,9488; 0,0859)	13,5967 (0,0002)	5,6538 (0,0174)	22,3934 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,3911; 0,0655)	LE, AF, n.s.; HF: 12,6713 (0,0004)	LBW: 22,3934 (<0,0001)	MIN> HF> LH> (BB)> WS	(WS), MIN, LH, LBW, (BB), HF	As2, B>2, BA2, HT, F<4, S80	0-2: 17,6325 (<0,0001); >1: 2,7652; 0,0963) (neg.)	>2: 5,6912 (0,0171)	>2: n.s.	2: 5,3350 (0,0209)	4,7661 (0,0290) (neg.)	<4: 6,8686 (0,0088); <3,5: 7,7329 (0,0054)	>45 (0,0125); >50: 4,2959 (0,0382); >70 (Trend: 2,7155; 0,0994); >80: 6,9889 (0,0082)	>20, >100: n.s.	NN=200-700: 11,9494 (0,0005)	
Aptinus bombardia	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(2,9509; Trend: 0,0858)	n.s.	n.s.	n.s.	11,3962 (0,0007)	LE: n.s.; AF: 17,8531 (<0,0001); HF: k.V.	AF: 17,8531 (<0,0001)	BB> (S+B)	(S+B), BB, AF	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
Asaphidion curtum	n.s.	n.s.	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	(Trend: 2,7189; 0,0992)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	LE: (Trend: 2,8827; 0,0895); AF: n.s.	LBW: 3,9314 (0,0474)	(LF)> (S+B)	LBW, (S+B), LF	A(≤2), (S70)	0-2: (Trend: 2,9497; 0,0859) >1: n.s.	>2: n.s.	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	<4: n.s.	>50: n.s.; >70: 3,1262; 0,0770); >80: n.s.	>20, >100: n.s.	NN=300: 12,7566 (0,0004) (neg.)	
Carabus auronitens	19,4795 (<0,0001)	94,6473 (<0,0001)	52,7752 (<0,0001)	25,4854 (<0,0001)	76,9030 (<0,0001)	95,8932 (<0,0001)	85,9626 (<0,0001)	57,6798 (<0,0001)	80,3421 (<0,0001)	n.s.	LE: 47,7599 (<0,0001); AF: 11,8966 (0,0006); HF: (Trend: 2,7581; 0,0968) (neg.)	S+B: 95,8932 (<0,0001)	MIN> BSS> BUST> BUS1	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, AF, (negHF)	As2, B<7, TH>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-2: 21,7588 (<0,0001); >1: n.s.	<7: 5,3195 (0,0211); >2: n.s.	>2: 9,7192 (0,0018)	2: 40,2589 (<0,0001)	7,7086 (0,0055)	<4: 20,4034 (<0,0001)	>50: 33,6134 (<0,0001); >70: 23,6585 (<0,0001); >80: 19,3571 (<0,0001)	>20: 13,8533 (0,0002); >100: 29,7502 (<0,0001)	<8,5°: 17,2259 (<0,0001); NN=300: 7,1798 (0,0074)	
Carabus coriaceus	26,3809 (<0,0001)	94,7462 (<0,0001)	20,6962 (<0,0001)	98,1352 (<0,0001)	52,3810 (<0,0001)	70,4857 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 2,7049; 0,10) (neg.)	n.s.	77,2869 (<0,0001)	LE: n.s.; AF: 45,4804 (<0,0001); HF: 22,6291 (<0,0001)	LBW: 98,1352 (<0,0001)	MIN> BB> S+B> BUST> AF	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, (BUS1), BB, AF, HF	As2, B>2, TH>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-2: 61,5729 (<0,0001); 0-3: 55,7738 (<0,0001); >1: 62,6160 (<0,0001) (neg.)	>2: 73,1549 (<0,0001)	>2: (Trend: 3,1899; 0,0741)	2: 17,6393 (<0,0001)	8,5597 (0,0034) (neg.)	<4: 22,6203 (<0,0001)	>50: 41,7081 (<0,0001); >70: 37,5949 (<0,0001); >80: 42,7875 (<0,0001)	>20: n.s.; >100: 7,1586 (0,0075)	>6°: 34,5838 (<0,0001); NN=800: 101,2507 (<0,0001)	
Carabus glabratus	16,5901 (<0,0001)	10,1912 (0,0014)	3,9868 (0,0459)	n.s.	30,9198 (<0,0001)	25,5027 (<0,0001)	73,7413 (<0,0001)	40,2051 (<0,0001)	59,6561 (<0,0001)	(Trend: 3,3636; 0,0667) (neg.)	LE: 36,0223 (<0,0001); AF: n.s.; HF: (Trend: 3,0354; 0,0815) (neg.)	BSS: 73,74 (<0,0001)	BUS2> BUS1> LF> BUST> S+B	WS, MIN, LH, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, (BB neg.), (HF neg.)	BA2, HT, F<4, S70	0-2: n.s.; >1: n.s.	>2: n.s.	>2: n.s.	2: 12,3871 (0,0004)	7,8648 (0,0050)	<4: 3,9529 (0,0468); 1,5-4,5: 13,1985 (0,0003)	>50: 15,4000 (<0,0001); >70: 5,1898 (0,0227); >80: n.s.	>20, >100: n.s.	<8,0°: 16,2467 (<0,0001); NN=400-950: 33,0051 (<0,0001)	
Carabus intricatus	n.s.	18,4429 (<0,0001)	14,4282 (0,0001)	19,3895 (<0,0001)	45,1935 (<0,0001)	43,2669 (<0,0001)	8,4286 (0,0037)	15,6328 (<0,0001)	11,6903 (0,0006)	47,3490 (<0,0001)	LE: 9,8243 (0,0017); AF: 18,1059 (<0,0001); HF: 21,9691 (<0,0001)	BB: 47,3490 (<0,0001)	BUST> S+B> HF> LBW> MIN	MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF	As2, BA0-2, HT, F<4, S70	0-2: 12,3953 (0,0004); 0-3: 12,8587 (0,0003); >1: n.s.	>2: n.s.	>2: n.s.	0-2: 17,2188 (<0,0001); 2: 16,6556 (<0,0001)	(Trend: 3,2231; 0,0726)	<4: 9,4933 (0,0021)	> 55: 6,7687 (0,0093); >50: 6,1679 (0,0130); >70: 4,4494 (0,0349); >80: (Trend: 3,7824; 0,0518)	>20, >100: n.s.	6-8,5°: 6,5792 (0,0103); NN=300-800: 11,1234 (0,0009)	
Carabus irregularis	(Trend: 3,0540; 0,0805)	17,2506 (<0,0001)	n.s.	40,5287 (<0,0001)	n.s.	49,0280 (<0,0001)	(Trend: 3,6762; 0,0552) (neg.)	n.s.	n.s.	5,9442 (0,0148)	LE: n.s.; AF: 13,3186 (0,0003); HF: n.s.	S+B: 49,0280 (<0,0001)	LBW>MIN> AF> BB> (S+B)=WS	(WS), MIN, LBW, S+B, (BSS neg.), BB, AF	As2, B>4, TH>3, BA>0-2, HT, S80, GR100	0-2: 18,3700 (<0,0001)	>4: 42,1713 (<0,0001); >2: 38,5604 (<0,0001)	>3: 18,9875 (<0,0001); >2: 13,5141 (0,0002)	0-2: 19,4692 (<0,0001); 2: 9,0187 (0,0027)	(Trend: 3,6444; 0,0563)	2,5-3,5: n.s.; <4: n.s.	>50: 7,3108 (0,0069); >70: 4,8052 (0,0030); >80: 10,8468 (0,0148)	>175: 11,5421 (0,0007); >20: 4,8052 (0,0284); >100: 10,8468 (0,0010)	6,4-7,6°: 53,1498 (<0,0001); NN=350-1000: 6,1005 (0,0135)	
Carabus linnei	n.s.	25,8259 (<0,0001)	13,3991 (0,0003)	4,4187 (0,0355)	30,0965 (<0,0001)	34,6568 (<0,0001)	78,5419 (<0,0001)	90,4713 (<0,0001)	91,2850 (<0,0001)	8,2419 (0,0041) (neg.)	LE: 64,6253 (<0,0001); AF: 5,2610 (0,0218) (neg.); HF: n.s.	BUS2: 91,2850 (<0,0001)	BUS1> BSS> S+B> BUST> MIN	MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB: neg. AF: neg	A(≤2); B<4, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-2: (Trend: 3,4824; 0,0617); >1: 3,5356; 0,0601); >2: (Trend: 3,4924; 0,0617); (neg.)	>2: 4,1695 (<0,0014) (neg.); <4: 5,7999 (0,0160)	>2: n.s.	2: 11,6271 (0,0006)	5,0264 (0,025)	10,2439 (0,0014)	>50: 5,5475 (0,0185); >70: 7,5925 (0,0059); >80: 6,9233 (0,0085)	>20: (Trend: 3,2683; 0,0706); >100: 6,2172 (0,0127)	<7,5°: 25,4424 (<0,0001); NN=400: 21,8875 (<0,0001)	

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

<i>Carabus nemoralis</i>	38,8504 ($<0,0001$)	185,5730 ($<0,0001$)	42,1929 ($<0,0001$)	139,8400 ($<0,0001$)	62,8190 ($<0,0001$)	55,6596 ($<0,0001$)	5,2835 (0,0215)	n.s.	n.s.	34,8766 ($<0,0001$)	LE: n.s.; AE: 24,5794 ($<0,0001$); HF: 6,9179 (0,0085)	MIN: 185,5730 ($<0,0001$)	LBW> BUST> S+B- LH> WS	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BB, AF, HF	As2, B>2, BA>2, F<4, S80, GR100	0-2: 131,5566 ($<0,0001$); >1: 105,5847 ($<0,0001$) (neg.); <2: 105,5847 ($<0,0001$)	>2: 82,8798 ($<0,0001$)	>2: n.s.	2: 52,8098 ($<0,0001$)	13,9980 (0,0002) (neg.)	<4: 18,8552 ($<0,0001$)	>50: 53,1166 ($<0,0001$); >70: 53,0334 ($<0,0001$); >80: 48,5811 ($<0,0001$)	>20: 6,1713 (0,0130); >100: 19,3698 ($<0,0001$)	>8*: 7,4660 (0,0063) (neg.); NN<600: 112,1324 ($<0,0001$)
<i>Carabus scheidleri</i>	n.s.	n.s.	n.s.	5,5266 (0,0187)	n.s.	(Trend: 3,2531; 0,0713)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	LE: AF, HE: n.s.	LBW: 5,5266 (0,0187)	(S+B)	LBW, (S+B)	Keine	0-2: >1: n.s.	>2: n.s.	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	<4: n.s.	>50: >70, >80: n.s.	>20: >100: n.s.	>300: n.s.
<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	n.s.	17,3919 ($<0,0001$)	9,7624 (0,0018)	(Trend: 2,8377; 0,0921) (neg.)	18,8540 ($<0,0001$)	n.s.	6,2887 (0,0122)	n.s.	n.s.	9,9019 (0,0017)	LE: n.s.; AE: 22,9869 ($<0,0001$); HF: n.s.	AF: 22,9869 ($<0,0001$)	BUST> MIN- BB> LH> BSS	MIN, LH, LBW, neg., BUST, BSS, BB, AF	As2, F, (S50)	7,1460 (0,0075)	>2: n.s.	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	5,3337 (0,0209)	>50: (Trend: 2,8137; 0,0935); >70: n.s.	>20: 4,5352 (0,0332) (neg.); >100: n.s.	>7*: 11,8452 (0,0006); NN<600: 37,3828 ($<0,0001$)
<i>Carabus violaceus_SUM</i>	(Trend: 2,8128; 0,0935)	n.s.	7,1367 (0,0076)	32,5892 ($<0,0001$) (neg.)	n.s.	4,7973 (0,0285) (neg.)	4,1101 (0,0426)	n.s.	n.s.	n.s.	LE: AF, n.s.; HF: 4,2768 (0,0386) (neg.)	LH: 7,1367 (0,0076)	BSS	(WS), LH, LBW, neg., S+B, neg., BSS, HF, neg	As2, HT, GR100	0-2: 36,5288 ($<0,0001$) (neg.); >1: 27,2502 ($<0,0001$)	>2: 32,4698 ($<0,0001$) (neg.)	>2: n.s.	2: 16,9452 ($<0,0001$) (neg.)	5,9706 (0,0145)	<4: n.s.	>50: 17,0703 ($<0,0001$) (neg.); >70: 33,0670 ($<0,0001$) (neg.); >80: 28,5918 ($<0,0001$) (neg.)	>20: 10,0661 (0,0016) (neg.); >100: 26,2924 ($<0,0001$) (neg.)	n.t.
<i>Cychrus attenuatus</i>	17,7002 ($<0,0001$)	96,4016 ($<0,0001$)	56,7909 ($<0,0001$)	90,5441 ($<0,0001$)	142,5210 ($<0,0001$)	262,7127 ($<0,0001$)	102,0686 ($<0,0001$)	114,3520 ($<0,0001$)	154,1544 ($<0,0001$)	26,5988 ($<0,0001$)	LE: 84,5478 ($<0,0001$); AF: 52,9351 ($<0,0001$); HF: n.s.	S+B: 262,7127 ($<0,0001$)	BUST> BUST> BSS> MIN	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF	As3, B>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	0-3: 46,2524 ($<0,0001$); 0-2: >1: 6,1927 (0,0128) (neg.)	>2: 22,3871 ($<0,0001$); <5: 6,5811 (0,0103) (neg.)	>2: n.s.	2: 71,4853 ($<0,0001$)	10,9437 (0,0009)	<4: 13,7955 (0,0002)	>50: 31,4879 ($<0,0001$); >70: 39,5276 ($<0,0001$); >80: 41,2804 ($<0,0001$)	>20: 17,9230 ($<0,0001$); >100: 36,8533 ($<0,0001$)	<8*: 17,6604 ($<0,0001$); NN<300-1100: 18,1904 ($<0,0001$)
<i>Harpalus atratus</i>	n.s.	3,9219 (0,0477)	(Trend: 3,0682; 0,0798)	9,2142 (0,0024)	(Trend: 2,8300; 0,0925)	7,9252 (0,0049)	n.s.	n.s.	n.s.	3,9924 (0,0457)	LE: AF, n.s.; HF: 6,3562 (0,0117)	LBW: 9,2142 (0,0024)	S+B> HF> BB> MIN- (LH)	MIN, LH, LBW, (BUST), S+B, BB, HF	As2, B>2, BA: 2, F<4, S(50)	0-2: 5,9428 (0,0148); >1: 7,6839 (0,0055) (neg.)	>2: 4,1045 (0,0428)	>2: n.s.	2: 11,8725 (0,0006)	n.s.	<4: (Trend: 3,4725; 0,0624)	>50: (Trend: 3,3293; 0,0581); >70: >80: n.s.	>20: 14,9120 (0,00019); >100: 10,5641 (0,0012) (neg.)	>300: n.s.
<i>Leistus nitidus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9083 (0,0151)	n.s.	n.s.	n.s.	4,7462 (0,0294)	LE: n.s.; AE: 7,9623 (0,0048); HF: n.s.	AF: 7,9623 (0,0048)	S+B> BB	S+B, BB, AF	Keine	n.t.	n.t.	>2: n.s.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
<i>Leistus spinibarbis</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,0189 (0,0251)	5,9083 (0,0151)	n.s.	n.t.	n.s.	22,8176 ($<0,0001$)	LE: (Trend: 3,7536; 0,0527) (neg.); AF: 35,7458 ($<0,0001$); HF: n.s.	AF: 35,7458 ($<0,0001$)	BB> S+B> BUST	BUST, S+B, BSS, LF, neg.; BB, AF	B>2, S(80)	0-2: n.s.; >1: 4,4245 (0,0354) (neg.)	>2: 4,8499 (0,0276)	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	n.s.	>50: >70: n.s.; >80: (Trend: 3,1138; 0,0776)	>20: >100: n.s.	>8*: n.s.; NN<600: n.s.
<i>Molops elatus</i>	13,0974 (0,0003)	73,9821 ($<0,0001$)	42,5865 ($<0,0001$)	99,4632 ($<0,0001$)	40,4835 ($<0,0001$)	133,9495 (0,0001)	11,4981 (0,0007) (neg.)	6,3167 (0,0120) (neg.)	n.s.	125,0170 ($<0,0001$)	LE: n.s.; AE: 55,7862 ($<0,0001$); HF: 58,2813 ($<0,0001$)	S+B: 133,9495 (0,0001)	BB> LBW> MIN> AF> LH	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BB, AF, HF	As2, B>3, TH>2, BA: 0- 3, (HT), F<4, S80, GR100	0-2: 76,6740 ($<0,0001$)	>3: 99,1903 ($<0,0001$)	>2: 8,6079 (0,0033)	2: 27,9240 ($<0,0001$); <4: 36,0353 ($<0,0001$); <5: 53,1031 ($<0,0001$)	(Trend: 2,9398; 0,0864)	<4: 17,4754 ($<0,0001$) und <5: 16,2646 ($<0,0001$)	>50: 35,9058 ($<0,0001$); >70: 47,1368 ($<0,0001$); >80: 47,7012 ($<0,0001$)	>20: 17,1793 ($<0,0001$); >10 0: 22,8166 ($<0,0001$)	6,2-9,6*: 34,8868 ($<0,0001$); NN=250-700: 64,3415 ($<0,0001$)
<i>Molops piceus_SUM</i>	14,7534 ($<0,0001$)	90,3016 ($<0,0001$)	23,1895 ($<0,0001$)	140,8593 ($<0,0001$)	27,0232 ($<0,0001$)	74,9064 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	58,5461 ($<0,0001$)	LE: (Trend: 2,8528; 0,0912); AF: 20,2489 ($<0,0001$); HF: 32,9560 ($<0,0001$)	LBW: 140,8593 ($<0,0001$)	MIN> S+B> BB> HF> LH	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, (LF), BB, AF, HF	As2, B>2, TH>2, BA: 2, F<4, S80, GR100	0-2: 73,9720 ($<0,0001$); >1: 71,1885 ($<0,0001$) (neg.)	>2: 76,1791 ($<0,0001$)	>2: 9,6724 (0,0019)	2: 18,0066 ($<0,0001$)	6,6217 (0,0101) (neg.)	<4: 8,3000 (0,0040)	>50: 37,6611 ($<0,0001$); >70: 37,2589 ($<0,0001$); >80: 44,5612 ($<0,0001$)	>20: 13,3973 (0,0003); >100: 17,9566 ($<0,0001$)	>7,5*: 30,0112 ($<0,0001$)
<i>Notiophilus biguttatus</i>	26,8006 ($<0,0001$)	71,4880 ($<0,0001$)	33,2441 ($<0,0001$)	9,6088 (0,0019)	42,8782 ($<0,0001$)	9,8271 (0,0017)	47,9754 ($<0,0001$)	12,9873 (0,0003)	16,5220 ($<0,0001$)	n.s.	LE: 14,3331 (0,0002); AE: n.s.	MIN: 71,4880 ($<0,0001$)	BSS> BUST> LH> WS> BUS2	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF	As2, BA: 2, F<4, S80	0-2: 30,7669 ($<0,0001$); >1: (Trend: 2,8061; 0,0939) (neg.); >2: 30,8669 ($<0,0001$) (neg.)	>2: n.s.	>2: n.s.	2: 34,9063 ($<0,0001$)	11,7456 (0,0006) (neg.)	<4: 35,2849 ($<0,0001$)	>50: 35,5532 ($<0,0001$); >70: 22,8889 ($<0,0001$); >80: 10,6086 (0,0011)	>20: >100: n.s.	NN<1000: 10,0444 (0,0015)
<i>Notiophilus rufipes</i>	n.s.	5,0538 (0,0246)	3,9536 (0,0468)	4,3839 (0,0363)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	LE: AF, n.s.; HF: 21,8714 ($<0,0001$)	HF: 21,8714 ($<0,0001$)	MIN> LBW> LH	MIN, LH, LBW, HF	As2, BA: 2, S(50)	0-2: 4,9402 (0,0262); >1: n.s.	<6: n.s.; >2: n.s.	>2: n.s.	2: 4,8007 (0,0284)	26,1373 ($<0,0001$) (neg.)	<4: n.s.	>50: Trend (2,7676; 0,0962); >70: >80: n.s.	>20: n.s.; >100: 4,1174 (0,0424) (neg.)	>9*: 246,5912 ($<0,0001$); NN<500: 12,3101 (0,0005)
<i>Philorhizus notatus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	(2,7189; Trend: 0,0992)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	LE: AF, n.s.; HF: 17,2479 ($<0,0001$)	HF: 17,2479 ($<0,0001$)	LBW> (S+B)	LBW, (S+B), HF	Keine	0-2: n.s.; >1: n.s.	>2: n.s.	>2: n.s.	2: n.s.	5,1767 (0,0229) (neg.)	<4: n.s.	>50: >70, >80: n.s.	>20: 3,9262 (0,0475) (neg.); >100: n.s.	>8* (Trend: 2,7273; 0,0986); NN<500: 4,4860 (0,0342)
<i>Pterostichus aethiops</i>	(Trend: 3,3922; 0,0655)	n.s.	(Trend: 3,7051; 0,0542)	11,6732 (0,0006) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	LE: AF, HE: n.s.	(LH: Trend: 3,7051; 0,0542)	NDW.	(WS), (LH)	A>2, B<2	0-2: 10,2942 (0,0013) (neg.); >1: 4,2502 (0,0392); >2: 10,2942 (0,0013)	>2: 3,2839 (0,0700) (neg.); <2: 6,7708 (0,0093)	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	<4: n.s.	>50: n.s.; >70: 5,5428 (0,0186) (neg.); >80: 9,3698 (0,0022) (neg.)	>20: (Trend: 3,6309; 0,0567); >100: 11,6973 (0,0006) (neg.)	<7,5*: 30,2847 ($<0,0001$); NN<400: 19,2496 ($<0,0001$)
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	46,6616 ($<0,0001$)	189,0953 ($<0,0001$)	89,9628 ($<0,0001$)	162,1753 ($<0,0001$)	276,4146 ($<0,0001$)	387,0978 ($<0,0001$)	129,4096 ($<0,0001$)	123,4780 ($<0,0001$)	146,9509 ($<0,0001$)	121,4503 ($<0,0001$)	LE: 99,6538 ($<0,0001$); AE: 73,6582 ($<0,0001$); HF: n.s.	S+B: 387,0978 ($<0,0001$)	BUST> MIN- LBW> BUS2> BSS	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF	A<3, B>2, TH>2, BA2, HT, F<4, S80, GR100	>0: n.s.; 0-2 bzw. <3: 121,2457 ($<0,0001$); >1: 23,4131 ($<0,0001$) (neg.)	<6: 23,2513 ($<0,0001$); >2: 57,7885 ($<0,0001$)	>2: 16,3759 ($<0,0001$)	2: 114,3634 ($<0,0001$)	35,8632 ($<0,0001$)	<4: 40,5846 ($<0,0001$)	>50: 87,6328 ($<0,0001$); >60: 102,3348 ($<0,0001$); >70: 117,0239 ($<0,0001$); >80: 118,4793 ($<0,0001$)	>20: 28,8825 ($<0,0001$); >100: 59,6940 ($<0,0001$)	<8,5*: 18,7931 ($<0,0001$); NN<300-1000: 14,1697 (0,0002)
<i>Pterostichus niger</i>	25,5132 ($<0,0001$)	9,0082 (0,0027)	(Trend: 3,4474; 0,0634)	10,6056 (0,0011)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	6,3537 (0,0117)	LE: AF, n.s.; HF: 6,7549 (0,0093) (neg.)	WS: 25,5132 ($<0,0001$)	LBW> MIN- HF> BB> (LH)	WS, MIN, (LH), LBW, BB, HF	As2, B>2, TH>4, BA2, S80, GR100	0-2: 21,3738 ($<0,0001$); >1: 21,9416 ($<0,0001$) (neg.)	>2: 11,9976 (0,0005)	>2: 5,7128 (0,0168); >4: 15,3437 ($<0,0001$)	2: 6,1567 (0,0131)	14,9107 (0,0001) (neg.)	<4: n.s.	>50: 13,7840 (0,0002); >70: 6,9107 (0,0086); >80: 4,5290 (0,0333)	>20: (Trend: 3,7652; 0,0523); >100: 7,6358 (0,0057)	>300: n.s.
<i>Pterostichus oblongo-punctatus</i>	84,4404 ($<0,0001$)	108,9231 ($<0,0001$)	53,3530 ($<0,0001$)	49,5607 ($<0,0001$)	58,9293 ($<0,0001$)	42,8679 ($<0,0001$)	47,7523 ($<0,0001$)	13,1659 (0,0003)	17,3163 ($<0,0001$)	6,9837 (0,0082)	LE: 13,8814 (0,0002); AE: 13,3892 (0,0003); HF: n.s.	MIN: 108,92 ($<0,0001$); Bu: 48,93 ($<0,0001$)	WS> BUST> LH> LBW> BSS	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF	As2, B>2, TH>2, BA2, F<4, S80, GR100	0-2: 47,4944 ($<0,0001$); >1: 9,1241 (0,0025) (neg.); >2: 47,4944 ($<0,0001$) (neg.)	>2: 11,8142 (0,0006); <6: n.s.	>2: 10,8159 (0,0010)	2: 26,9604 ($<0,0001$)	n.s.	<4: 47,3108 ($<0,0001$)	>50: 55,9150 ($<0,0001$); >70: 57,5730 ($<0,0001$); >80: 32,3857 ($<0,0001$)	>20: 8,5680 (0,0034); >100: 26,2664 ($<0,0001$)	NN=200-1300: 8,5282 (0,0035)
<i>Pterostichus unctulatus</i>	n.s.	n.s.	6,6433 (0,0100)	(Trend: 3,3469; 0,0673)	23,9359 ($<0,0001$)	5,6459 (0,0175)																		

Tab. A.4.2. Schluchtwälder

Tests auf LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF; selektive Tests auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes; ohne Temperatur-/Höhen-Werte bzw. diese für diesen HT nur nachrichtlich

Art	Habitat (gruppen)-Affinität	MIN	WS	LBW	S+B	SIWS	SIES	HT	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Habitat-schlüssel-Merkmale	A	B	BA	BL	F	TH	HTr	GR	S	Klimafaktoren
Erläuterung/ Test	Landhabitat (FH=0)	Mineralische Standorte (ORG=0)	Nat. Waldstandorte (HTS3=1)	Laubwald (LBW=1)	Schlucht- und Buchenwald (HTB3=1)	Schlucht-wald i.w.S. (HTB2=4, ident. Ergebn.: HTS2=2)	Schlucht-wald i.e.S. (HTB1=7, identische Ergebn.: HTS1=3)	FA, AT, QT, ADF	Aggregat höchsten Testwertes	(nächst-höchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	alle positiven Merkmale	Auflageform Mull, kein Moder/ Rohhumus	Basen (>2, d.h. bessere bzw. nicht arme Standorte)	Bodenart: 2 = lehmig	Blockigkeit (>1)	Feuchtigkeit (spezielles Spektrum des Wasserhaushalts; 3 = frisch)	Totholz (>2, d.h. Mindestvorrat vorhanden; selektiv weitere)	Habitat-tradition (=ja)	Größe Wald (>20; >100 ha)	Beschirmung (Wald, relativ schattiger Wald)	Temperatur-grenzen/ NN-Bereiche; alle: NN >300, T<9° (ggfs. speziellere)
Abax ovalis	20,6361 (<0,0001)	69,2181 (<0,0001)	32,0485 (<0,0001)	125,0041 (<0,0001)	217,0757 (<0,0001)	74,0816 (<0,0001)	52,4799 (<0,0001)	FA: 55,7267 (<0,0001); ΔT: 4,4997 (0,0339); QT: 7,7375 (0,0054); ADF: 17,5193 (0,0001)	S+B: 217,0757 (<0,0001)	LBW> SWS> FA> SIES	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF	A, B>2, BA: 2, BL>1, TH>2, HTr, GR100, S80	0-2: 56,2091 (<0,0001)	>2: 65,7650 (<0,0001); <8: 32,7597 (<0,0001)	2: 59,2823 (<0,0001)	>1: 13,8623 (0,0002)	3: n.s.	>2: 4,2507 (0,0392)	7,5304 (0,0061)	>20: 16,9515 (<0,0001); >70: 45,4187 (<0,0001); >100: 27,8141 (<0,0001)	>50: 37,8699 (<0,0001); >70: 45,4187 (<0,0001); >80: 52,2721 (<0,0001)	<8° (Trend: 2,9874; 0,0839); NN=300-800: 71,9416 (<0,0001); >300: 5,5695 (0,0183); <9°: n.s.
Abax parallelepipedus	63,8962 (<0,0001)	308,7948 (<0,0001)	73,5092 (<0,0001)	253,4965 (<0,0001)	203,7744 (<0,0001)	56,1521 (<0,0001)	37,7068 (<0,0001)	FA: 22,6897 (<0,0001); ΔT: 14,1251 (0,0002); QT: n.s.; ADF: 13,2792 (0,0003)	MIN: 308,7948 (<0,0001)	LBW> S+B> WS> LH> SIWS	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF	A, B>2, BA: 2, BL>1, GR100, S80	0-2: 211,9612 (<0,0001)	>2: 98,9042 (<0,0001)	2: 93,8545 (<0,0001)	>1: 5,2380 (0,0221)	3: n.s.	>2: 21,8882 (<0,0001)	2,8871 (0,0893) (neg.)	>20: 21,6961 (<0,0001); >70: 140,3652 (<0,0001); >80: 130,1715 (<0,0001)	>50: 133,5851 (<0,0001); >70: 140,3652 (<0,0001); >80: 130,1715 (<0,0001)	NN=300: n.s.; <9°: n.s.
Abax parallelus	22,0770 (<0,0001)	152,4986 (<0,0001)	28,3870 (<0,0001)	107,4146 (<0,0001)	21,9190 (<0,0001)	14,6752 (0,0001)	5,4807 (0,0192)	FA: 3,8603 (0,0494); ΔT: 18,1194 (<0,0001); QT: n.s.; ADF: 18,1194 (<0,0001)	MIN: 152,4986 (<0,0001)	LBW> WS> LH> S+B> ADF	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF	A, B>2, BA: 2, GR100, S80	0-2: 112,4401 (<0,0001)	>2: 84,4761 (<0,0001)	2: 18,9231 (<0,0001)	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	22,1047 (<0,0001) (neg.)	>20: 4,9107 (<0,0001); >70: 12,9648 (0,0003)	>50: 40,5261 (0,0267); >70: 61,1564 (<0,0001); >80: 52,6409 (<0,0001)	NN=300: 6,4952 (0,0108) (neg.); <9°: 8,5342 (0,0035) (neg.)
Asaphidion curtum	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7189; 0,0992)	(Trend: 3,1537; 0,0758)	n.s.	FA, AT, QT, ADF: 17,2479 (<0,0001)	ADF: 17,2479 (<0,0001)	(SIWS)> (S+B)	(S+B), (SIWS), ADF	(A), S(>70)	0-2: (Trend: 2,9497; 0,0859)	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	n.s.	>20, >100: n.s.	>50: n.s.; >70: (Trend: 3,1262; 0,0770); >80: n.s.	NN=300: n.s.; T<9°: n.s.
Bembidion tibiale	n.s.	n.s.	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	5,2675 (0,0217)	n.s.	FA: 9,5666 (0,0020); ΔT: 17,2479 (<0,0001); QT: ADF: n.s.	FA: 9,5666 (0,0020)	SIES> LBW> (SIWS)	LBW, (SIWS), SIES	B>2, TH>2	0-2: n.s.	>2: 4,8499 (0,0276)	2: n.s.	n.s.	3: n.s.	>2: 9,3604 (0,0022)	n.s.	>20, >100: n.s.	>50, >70, >80: n.s.	NN=300: n.s.; T<9°: n.s.
Carabus auratus	n.s.	3,9219 (0,0477)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	FA, AT, QT, ADF: 6,3562 (0,0117)	ADF: 6,3562 (0,0117)	MIN	MIN, ADF	(A)	0-2: (Trend: 2,9497; 0,0859)	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	n.s.	>20: n.s.; >100: n.s.	>50, >70, >80: n.s.	<9°: n.s.; NN=300: n.s.
Carabus auronitens	52,7752 (<0,0001)	94,6473 (<0,0001)	19,4795 (<0,0001)	25,4854 (<0,0001)	95,8932 (<0,0001)	19,2919 (<0,0001)	21,8969 (<0,0001)	FA: 23,1741 (<0,0001); ΔT: 4,3313 (0,0374); ADF: n.s.	S+B: 95,8932 (<0,0001)	MIN> LH> LBW> FA> SIES	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, QT	A, BA: 2, BL>1, F: 3, TH>2, HTr, GR100, S70	0-2: 21,7588 (<0,0001)	>2: n.s.	2: 40,2589 (<0,0001)	>1: 5,2125 (0,0224)	3: 11,7197 (0,0006)	>2: 9,7192 (0,0018)	7,7086 (0,0055)	>20: 13,8533 (0,0002); >70: 29,7502 (<0,0001); >80: 19,3571 (<0,0001)	>50: 33,6134 (0,0001); >70: 23,6585 (<0,0001); >80: 19,3571 (<0,0001)	<9°: n.s.; NN=300: 7,1798 (0,0074)
Carabus coriaceus	20,6962 (<0,0001)	94,7462 (<0,0001)	26,3809 (<0,0001)	98,1352 (<0,0001)	70,4857 (<0,0001)	26,7449 (<0,0001)	8,7017 (0,0032)	FA: n.s.; ΔT: 15,3664 (<0,0001); QT: n.s.; ADF: 28,2761 (<0,0001)	LBW: 98,1352 (<0,0001)	MIN> S+B> ADF> SIWS> WS	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, AT, ADF	A, B>2, BA: 2, (TH>2), GR100, S80	0-2: 61,5729 (<0,0001)	>2: 73,1549 (<0,0001)	2: 17,6393 (<0,0001)	n.s.	3: n.s.	>2: (Trend: 3,1899; 0,0741)	8,5597 (0,0034) (neg.)	>20: n.s.; >100: 7,1586 (0,0075)	>50: 41,7081 (<0,0001); >70: 37,5949 (<0,0001); >80: 42,7875 (<0,0001)	NN=300: n.s.; <9°: 9,2140 (0,0024) (neg.)
Carabus hortensis	n.s.	18,4861 (<0,0001)	15,0781 (0,0001)	35,3720 (<0,0001)	24,5678 (<0,0001)	18,6582 (<0,0001)	21,7606 (<0,0001)	FA: 5,1473 (0,0233); ΔT: 20,6716 (<0,0001); QT, ADF: n.s.	LBW: 35,3720 (<0,0001)	S+B> SIES> AT> SIWS> MIN	MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT	A, B, BA, BL, HTr, GR100, S80	46,0421 (<0,0001)	12,6006 (0,0004)	32,4828 (<0,0001)	10,5892 (0,0011)	3: n.s.	>2: n.s.	7,6472 (0,0057)	>20: n.s.; >100: 9,1226 (0,0025)	>50: 28,7742 (<0,0001); >70: 38,8165 (<0,0001); >80: 42,3096 (<0,0001)	NN=600: 47,6559 (>0,0001)
Carabus irregularis	n.s.	17,2506 (<0,0001)	(Trend: 3,0540; 0,0805)	40,5287 (<0,0001)	49,0280 (<0,0001)	115,9823 (<0,0001)	179,8099 (<0,0001)	FA: 78,1459 (<0,0001); ΔT: 103,3142 (<0,0001); QT, ADF: n.s.	SIES: 179,8099 (<0,0001)	SIWS> AT> FA> S+B> LBW	MIN, (WS), LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT	A, B>4, BA0-2, BL>1, TH>4, (HTr), GR100 (120), S80	0-2: 18,3700 (<0,0001)	>2: 38,5604 (<0,0001); >4: 42,1713 (<0,0001)	0-2: 19,4692 (<0,0001); 2: 9,0187 (0,0027)	>1: 36,8086 (<0,0001)	2,5-3,5: n.s.; 3: n.s.; <4: n.s.	>2: 13,5141 (0,0002); >3: 18,9875 (0,0284); >4: 10,0150 (0,0016)	(Trend: 3,6444; 0,0563)	>175: 11,5421 (0,0007); >200: 4,8052 (0,0030); >100: 10,8468 (0,0010)	>50: 7,3108 (0,0069); >70: 8,7978 (0,0284); >80: 5,9450 (0,0148)	>6,4-7,6°: 53,1498 (<0,0001); NN=350-1000: 6,1005 (0,0135); >300: n.s.; <9°: n.s.
Carabus nemoralis	42,1929 (<0,0001)	185,5730 (<0,0001)	38,8504 (<0,0001)	139,8400 (<0,0001)	55,6596 (<0,0001)	23,5514 (<0,0001)	12,9910 (0,0003)	FA: 18,7280 (<0,0001); ΔT: 10,0525 (0,0015)	MIN: 185,5730 (<0,0001)	LBW> S+B> LH> WS> SIWS	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF	A, B>2, BA: 2, GR100, S80	0-2: 131,5566 (<0,0001)	>2: 82,8798 (<0,0001)	2: 52,8098 (<0,0001)	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	13,9980 (0,0002) (neg.)	>20: 6,1713 (0,0130); >100: 53,0334 (<0,0001); >80: 48,5811 (<0,0001)	>50: 53,1166 (<0,0001); >70: 53,0334 (<0,0001); >80: 48,5811 (<0,0001)	<9°: 7,4660 (0,0063) (neg.); NN=300: 23,5684 (<0,0001) (neg.)
Carabus scheidleri	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,2531; 0,0713)	n.s.	5,0009 (0,0253)	FA: 10,1014 (0,0015); ΔT: 29,1472 (<0,0001); QT, ADF: n.s.	FA: 10,1014 (0,0015)	SIES> (S+B)	(S+B), SIES, FA	keine	0-2: n.s.	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	n.s.	>20, 100: n.s.	>50, >70, >80: n.s.	NN=300: n.s.; <9°: n.s.
Cychrus attenuatus	47,1801 (<0,0001)	96,4016 (<0,0001)	17,7002 (<0,0001)	90,5441 (<0,0001)	262,7127 (<0,0001)	54,3109 (<0,0001)	44,6863 (<0,0001)	FA: 64,4516 (<0,0001); ΔT: 8,7813 (0,0030); ADF: 3,8519 (0,0497)	S+B: 262,7127 (<0,0001)	MIN> LBW> FA> SIWS> SIES	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, QT, ADF	A, B>2, BA: 2, BL>1, F: 3, HTr, GR>100, S80	0-3: 46,2524 (<0,0001); 0-2: 43,5838 (<0,0001)	>2: 22,3871 (<0,0001); <7: n.s.; <5: 6,5811 (0,0103) (neg.)	2: 71,4853 (<0,0001)	>1: 13,4297 (0,0002)	3: 9,2837 (0,0023)	>2: n.s.	10,9437 (0,0009)	>20: 17,9230 (<0,0001); >70: 39,5276 (<0,0001); >80: 41,2804 (<0,0001)	>50: 31,4879 (<0,0001); >70: 39,5276 (<0,0001); >80: 41,2804 (<0,0001)	<8°: 17,6604 (<0,0001); NN=300-1100: 18,1904 (<0,0001); >300: 4,9075 (0,0267); <9°: n.s.
Cychrus caraboides	n.s.	18,7100 (<0,0001)	11,4409 (0,0007)	n.s.	5,6870 (0,0171)	12,6302 (0,0004)	15,0946 (0,0001)	FA: 9,1675 (0,0025); ΔT: 5,5715 (0,0183); QT, ADF: n.s.	MIN: 18,7100 (<0,0001)	SIES> SIWS> WS> FA> S+B	MIN, WS, S+B, SIWS, SIES, FA, AT	A, B>2, BA2, BL>1, TH>2, GR100, S80	0-2: 25,2555 (<0,0001)	>2: 23,4701 (<0,0001)	2: 18,2972 (<0,0001)	>1: 13,3989 (0,0003)	3: n.s.	>2: 9,7635 (0,0018)	n.s.	>20: 4,5797 (0,0324); >100: 15,3665 (<0,0001)	>50: 22,4391 (<0,0001); >70: 11,4097 (0,0007); >80: 7,3867 (0,0066)	NN=300: n.s.; <9°: n.s.
Harpalus atratus	(Trend: 3,0682; 0,0798)	3,9219 (0,0477)	n.s.	9,2142 (0,0024)	7,9252 (0,0049)	4,9533 (0,0260)	n.s.	FA, AT, QT, ADF: 29,1472 (<0,0001)	ADF: 29,1472 (<0,0001)	LBW> S+B> SIWS> MIN	(LH), MIN, LBW, S+B, SIWS, ADF	A, B>6, BA: 2, S(>50)	0-2: 5,9426 (0,0148)	>2: 4,1045 (0,0428); >6: 27,5184 (<0,0001)	2: 11,8725 (0,0006)	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	n.s.	>20: 14,9120 (0,0001) (neg.); >100: 10,5641 (0,0012) (neg.)	>50: (Trend: 3,3293; 0,0681); >70, >80: n.s.	>7,5°: 9,1511 (0,0025); NN>300: n.s.
Leistus nitidus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9083 (0,0151)	5,6130 (0,0178)	8,8178 (0,0030)	FA: 15,2900 (<0,0001)	FA: 15,2900 (<0,0001)	SIES> SIWS> S+B	S+B, SIWS, SIES, FA	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN=300: n.s.; <9°: n.t.
Leistus piceus	n.s.	14,8824 (0,0001)	n.s.	(Trend: 3,6009; 0,0577)	8,6123 (0,0033)	10,4140 (0,0013)	19,1707 (<0,0001)	FA: 37,2897 (<0,0001); ΔT: 19,1707 (<0,0001); QT, ADF: n.s.	FA: 37,2897 (<0,0001)	SIES> MIN> SIWS> SB	MIN, (LBW), S+B, SIWS, SIES, FA	A, B>2, BA: 0-2, BL>1, F: 3, TH>2, GR>100, S(80)	0-2: 3,9627 (0,00465)	>2: 12,5070 (0,0004)	0-2: 13,2460 (0,0003); 2: 12,5490 (0,0004)	>1: 5,9438 (0,0148)	3: 13,16663 (0,0003)	>2: 4,4955 (0,0340)	n.s.	>20: 4,2497 (0,0393); >100: 6,8613 (0,0088); >80: (Trend: 3,7824; 0,0518)	>50: 6,1679 (0,0130); >70: 6,8613 (0,0088); >80: (Trend: 3,7824; 0,0518)	2,8-8,1°: 5,0407 (0,0248); NN=300: n.s.; <9°: n.s.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Leistus rufomarginatus	(Trend: 3,0682; 0,0798)	3,9219 (0,0477)	n.s.	n.s.	3,7742 (0,0520)	13,7269 (0,0002)	21,9885 (<0,0001)	FA: 38,7034 (<0,0001); AT: QT, ADF: n.s.	FA: 38,7034 (<0,0001)	SIES> SIWS> S+B> MIN> (LH)	(LH), MIN, S+B, SIWS, SIES, FA	A, B>2, BA: (2)	0-2: 3,9425 (0,0471)	>2: 4,0728 (0,0436)	2: (Trend: 3,0452; 0,0810)	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	n.s.	>20, >100: n.s.	>50, >70, >80: n.s.	NN>300: 4,4493 (0,0349) (neg.); <9°: n.s.
Limodromus assimilis	35,8153 (<0,0001) (neg.)	46,4133 (<0,0001)	15,4834 (<0,0001)	132,2818 (<0,0001)	n.s.	9,6526 (0,0019)	n.s.	FA: (Trend: 2,7174; 0,0993); AT: QT, n.s.; ADF: 29,3248 (<0,0001)	LBW: 132,2818 (<0,0001)	MIN> FH> ADF> WS> SIWS	LH, MIN, WS, LBW, SIWS, (FA), ADF	A, B>2, BA: (2), F3, TH>2, GR>100, S70	0-2: 25,5564 (<0,0001)	>2: 35,6565 (<0,0001)	2: (Trend: 3,5170; 0,0607)	6,5637 0,01404 (neg.)	3: (Trend: 3,6386; 0,0565)	>2: 6,5427 (0,0105); >4: n.s.	8,7259 (0,0031) (neg.)	>20: (Trend: 3,0520 (0,0806); >100: 8,2071 (0,0042))	>50: 15,3631 (<0,0001); >70: 27,9026 (<0,0001); >80: 30,1116 (<0,0001)	NN>300: 45,7678 (<0,0001) (neg.); <9°: 7,892 (0,0051) (neg.)
Molops elatus	42,5865 (<0,0001)	73,9821 (<0,0001)	13,0974 (0,0003)	99,4632 (<0,0001)	133,9495 (<0,0001)	85,0675 (<0,0001)	64,3233 (<0,0001)	FA: 31,0338 (<0,0001); AT: 32,7646 (<0,0001); QT: 13,6163 (0,0002); ADF: 13,9205 (0,0002)	S+B: 133,9495 (<0,0001)	LBW> SIWS> MIN> SIES> LH	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF	A, B>3, BA0-4, BL>1, F<4, TH>2, (HT), GR100, S80	0-2: 76,6740 (<0,0001)	>2: 92,8822 (<0,0001); >3: 99,1903 (<0,0001)	0-4: 53,1031 (<0,0001); 2: 27,9240 (<0,0001)	>1: 10,0868 (0,0015)	<4: 17,4754 (<0,0001); <5: 16,2646 (<0,0001)	>2: 8,6079 (0,0033)	(Trend: 2,9398; 0,0864)	>20: 17,1793 (<0,0001); >100: 22,8166 (<0,0001)	>50: 35,9058 (<0,0001); >70: 47,1368 (<0,0001); >80: 47,7012 (<0,0001)	6,2-9,6°: 34,4868 (<0,0001); NN=250-700: 64,3415 (<0,0001); >300: n.s.; <9°: n.s.
Molops piceus_SUM	23,1895 (<0,0001)	90,3016 (<0,0001)	14,7534 (<0,0001)	140,8593 (<0,0001)	74,9064 (<0,0001)	26,2977 (<0,0001)	8,2206 (0,0041)	FA: 12,2481 (0,0005); AT: n.s.; QT: 10,3222 (0,0013); ADF: 19,1284 (<0,0001)	LBW: 140,8593 (<0,0001)	MIN> S+B> SIWS> LH> ADF	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, QT, ADF	A, B>2, BA: 2, F3, TH>2, GR100, S80	0-2: 73,9720 (<0,0001)	>2: 76,1791 (<0,0001)	2: 18,0066 (<0,0001)	n.s.	3: (Trend: 3,8328; 0,0503)	>2: 9,6724 (0,0019)	6,6217 (0,0101) (neg.)	>20: 13,3973 (0,0003); >100: 17,9566 (<0,0001)	>50: 37,6611 (<0,0001); >70: 37,2589 (<0,0001); >80: 44,5612 (<0,0001)	NN>300: 1: n.s.; <9°: 13,1867 (0,0003) (neg.)
Platynus livens	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,9509; 0,0858)	13,1395 (0,0003)	19,5671 (<0,0001)	FA: 32,5175 (<0,0001); AT: QT, ADF: n.s.	FA: 32,5175 (<0,0001)	SIES> SIWS> (S+B)	(S+B), SIWS, SIES, FA	Keine	0-2: n.s.	>2: n.s.	2: n.s.	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	5,1767 (0,0229) (neg.)	>20, >100: n.s.	>50, >70, >80: n.s.	NN>300: n.s.; <9°: n.s.
Platynus scrobiculatus	n.s.	3,9219 (0,0477)	n.s.	9,2142 (0,0024)	7,9252 (0,0049)	26,8775 (<0,0001)	21,9885 (<0,0001)	FA: 38,7034 (<0,0001); AT: QT, n.s.; ADF: 6,3562 (0,0117)	FA: 38,7034 (<0,0001)	SIWS> SIES> LBW> S+B> ADF	MIN, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN=500-700: 20,5531 (<0,0001); >300: n.s.; <9°: n.t.
Pterostichus burmeisteri	89,9628 (<0,0001)	189,0953 (<0,0001)	46,6616 (<0,0001)	162,1753 (<0,0001)	387,0978 (<0,0001)	54,2486 (<0,0001)	41,7659 (<0,0001)	FA: 41,7590 (<0,0001); AT: 4,5787 (0,0324); QT: n.s.; ADF: 11,8958 (0,0006)	S+B: 387,0978 (<0,0001)	MIN> LBW> LH> WS> SIWS	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, ADF	A, B>2, <6, BA>2, BL, F, TH>2, HT, GR100, S80	>0: n.s.; 0-2 bzw. <3: 121,2457 (<0,0001); >1: 23,4131 (<0,0001) (neg.)	<6: 23,2513 (<0,0001); >2: 57,7885 (<0,0001)	2:114,3634 (<0,0001)	17,3722 (<0,0001)	<4: 40,5846 (<0,0001)	>2: 16,3759 (<0,0001)	35,8632 (<0,0001)	>20: 28,8825 (<0,0001); >100: 59,6940 (<0,0001)	>50: 102,3348 (<0,0001); >50: 87,6328 (<0,0001); >70: 117,0239 (<0,0001); >80: 118,4793 (<0,0001)	<8,5°: 18,7931 (<0,0001); NN=300-1000: 14,1697 (0,0002)
Pterostichus fasciatopunctatus	n.s.	10,2102 (0,0014)	n.s.	23,9878 (<0,0001)	8,8695 (0,0029)	19,2427 (<0,0001)	11,9465 (0,0005)	FA: 23,4524 (<0,0001); AT: QT, n.s.; ADF: 9,2176 (0,0024)	LBW: 23,9878 (<0,0001)	FA> SIWS> SIES> MIN> ADF	MIN, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN=500-1100: 16,1025 (<0,0001); >300: n.s.; <9°: n.t.
Pterostichus madidus	n.s.	(Trend: 3,3579; 0,0669)	n.s.	7,8891 (0,0050)	n.s.	6,3285 (0,0119)	n.s.	FA, AT, QT: n.s.; ADF: 34,6111 (<0,0001)	ADF: 34,6111 (<0,0001)	LBW> SIWS> (MIN)	(MIN), LBW, SIWS, ADF	A, B>2, BA:2, S70	0-2: 4,9402 (0,0262)	>2: 6,2812 (0,0122)	2: 4,8007 (0,0284)	n.s.	3: n.s.	>2: 6,2308 (0,0126)	n.s.	>20: n.s.	>50: (Trend: 2,7676; 0,0962); >70: 5,2358 (0,0221); >80: n.s.	NN>300: n.s.
Pterostichus niger	(Trend: 3,4474; 0,0634)	9,0082 (0,0027)	25,5132 (<0,0001)	10,6056 (0,0011)	n.s.	8,5076 (0,0035)	11,7653 (0,0006)	FA: 12,0441 (0,0005); AT: QT, ADF: n.s.	WS: 25,5132 (<0,0001)	FA> SIES> LBW> MIN> SIWS	LH, MIN, WS, LBW, SIWS, SIES, FA	A, B>2, BA: 2, TH>4, GR100, S80	0-2: 21,3738 (<0,0001)	>2: 11,9976 (0,0005)	2: 6,1567 (0,0131)	n.s.	3: n.s.	>4: 15,3437 (<0,0001); >2: 5,7128 (0,0168)	14,9107 (0,0001) (neg.)	>20: (Trend: 3,7652; 0,0523); >100: 7,6358 (0,0057)	>50: 13,7840 (0,0002); >70: 6,9107 (0,0086); >80: 4,5290 (0,0333)	NN>300: n.s.; <9°: 9,8447 (0,0017) (neg.)
Pterostichus transversalis	n.s.	n.s.	n.s.	5,2477 (0,0220)	11,8428 (0,0006)	28,1750 (<0,0001)	42,6789 (<0,0001)	FA: 71,9092 (<0,0001); AT: QT, ADF: n.s.	FA: 71,9092 (<0,0001)	SIES> SIWS> S+B> LBW	LBW, S+B, SIWS, SIES, FA	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN=400-700: 4,2936 (0,0383); >300: n.s.; <9°: n.t.
Trichotichnus laevicollis	8,5040 (0,0035)	45,4058 (<0,0001)	15,4398 (<0,0001)	44,2962 (<0,0001)	82,7824 (<0,0001)	44,4986 (<0,0001)	41,5758 (<0,0001)	FA: 19,5362 (<0,0001); AT: 21,8606 (<0,0001); QT, ADF: n.s.	S+B: 82,7824 (<0,0001)	MIN> SIWS> LBW> SIES> AT	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT	A, B>2, BA: 2, BL>1, F3, TH>2, HT, GR100, S80	0-2: 18,0038 (<0,0001)	>2: 23,6642 (<0,0001)	2: 14,3840 (0,0001)	>1: 8,6945 (0,0032)	3: (Trend: 3,3686; 0,0665)	>2: 5,5355 (0,0186)	3,4534 (0,0631)	>20: 5,3132 (0,0212); 100: 19,7548 (<0,0001)	>50: 15,7702 (<0,0001); >70: 11,9195 (0,0006); >80: 7,2037 (0,0073)	NN >300: 4,3456 (0,0371)
Trichotichnus nitens	(Trend: 3,1634; 0,0753)	15,4724 (<0,0001)	(Trend: 2,7392; 0,0979)	8,2658 (<0,0001)	10,3485 (0,0013)	15,0266 (0,0001)	11,2012 (0,0008)	FA: 13,4380 (0,0002); AT: n.s.; QT: 65,1070 (<0,0001); ADF: n.s.	QT: 65,1070 (<0,0001)	MIN> SIWS> FA> SIES> S+B	(LH), MIN, (WS), LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, QT	A, B>2, BA: 2, GR100, S(80)	0-2: 13,1014 (0,0003)	>2: 14,6974 (0,0001)	2: 15,4082 (<0,0001)	n.s.	3: n.s.	>2: n.s.	n.s.	>20: (Trend: 3,4270; 0,0641); >100: 7,7359 (0,0054)	>50: 7,3396 (0,0067); >70: 4,1418 (<0,0001); >80: (Trend: 2,8033 (0,0941))	<9°: n.s.; NN>300: n.s.

Tab. A.4.3. Eichenwälder

Tests auf WS, MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, TRWS, LITR, GC, AFE, GCS, SC, EHN, ETR, EI; selektive Tests auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes

Art	Habitat (gruppen)-Affinität	MIN	LBW	LH	FEUES	TRSS	CARP	TRWS	LITR	HT	EHN	ETR	EI	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Habitat-schlüsselmerkmale	BI	T	FL	F	S	Klimafaktoren
Merkmal	WS	MIN	LBW	LH	FEUES	TRSS	CARP	TRWS	LITR	HT	EHN	ETR	EI	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Zsf. Sign. Merkmale	BI	T	FL	F	S	T(-TDr) (°C), NN (m)
Erläuterung/ Test	Nat. Waldstandorte (HTS3=1)	Mineralische Standorte (ORG=0)	Laubwald (LBW=1)	Landhabitat (FH=0)	Feucht- und nat. Eichenstandorte (HTS2=7)	Trockenwald- und Sandstandorte (alle) (HTS2=10)	Nat. Eichenstandorte (HTS1=16)	Trockenwald- Standorte (HTS1=25)	Lichter/ Trockener Wald (HTB3=8)	GC, AFE, SC, GCS	Eichenwälder (halb) natürlich, HTB1=29)	Eichen-Trockenwälder (HTB1=31)	Eichenwald (HTB2=13)	Aggregat höchsten Testwertes	(nächst-höchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	alle positiven Merkmale (Ton: höchster Wert (T45,T4,T5)	Bindigkeit des Bodens (Bodenart 3-5)	Ton (Bodenart 4+5) oder speziell milder (4) bzw. strenger Ton (5) durchgeh.	Feinlehm (3), soweit nicht anders angegeben; oder Lehm (2) 2, 3, durchgehend	Feuchtigkeit (4 = feucht (incl. wechsel-feucht durchgehend)	Beschirmung; >50% durchgehend	Temp./NN-Bereiche; durchgehend <600
Abax carinatus	n.s.	18,9900 (<0,0001)	17,7296 (<0,0001)	4,2076 (0,0402)	85,9329 (<0,0001)	4,2210 (0,0399)	234,6646 (<0,0001)	n.s.	113,8312 (<0,0001)	GC: 139,9553 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: 18,1535 (<0,0001)	213,4914 (<0,0001)	n.s.	172,7338 (<0,0001)	CARP: 234,6646 (<0,0001)	EHN> EI> GC> LITR> FEUES	MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	BI, T45, FL, S	87,9562 (>0,0001)	4+5: 63,4373 (<0,0001); 4: 11,6302 (0,0006); 5: 79,4588 (<0,0001)	3: 22,4185 (>0,0001); 2: n.s.	4: n.s.; 1-5: (Trend: 3,0926; 0,0786)	>50: 6,3490 (0,0117); >70: 12,9296 (0,0003)	NN<600: 31,8588 (<0,0001)
Abax parallelepipedus	73,5092 (<0,0001)	308,7948 (<0,0001)	236,8144 (<0,0001)	63,8962 (<0,0001)	42,9341 (<0,0001)	n.s.	29,7462 (<0,0001)	n.s.	62,8926 (<0,0001)	GC: 25,2038 (<0,0001); AFE: 18,3533 (<0,0001); GCS: 4,0990 (0,0429); SC: n.s.	33,2774 (<0,0001)	n.s.	38,8934 (<0,0001)	MIN: 308,7948 (<0,0001)	LBW> WS> LH> LITR> FEUES	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, EHN, EI	BI, T45, FL, S	28,7510 (>0,0001)	4+5: 15,5610 (>0,0001); 4: 9,3659 (0,0022); 5: 5,8919 (0,152)	3: 11,9905 (0,0005); 2: 93,8545 (>0,0001)	4: 4,3747 (0,0365) (neg.)	>50: 133,5851 (>0,0001); >70: 140,3652 (<0,0001)	NN<600: 83,0468 (>0,0001)
Abax parallelus	28,3870 (<0,0001)	152,4986 (<0,0001)	107,4146 (<0,0001)	22,0770 (<0,0001)	102,8001 (<0,0001)	n.s.	114,2319 (<0,0001)	n.s.	144,1048 (<0,0001)	GC: 88,7079 (<0,0001); AFE: 18,3533 (<0,0001); GCS: 13,0803 (0,0003); SC: 10,4526 (0,0012)	125,7609 (<0,0001)	n.s.	133,7499 (<0,0001)	MIN: 152,4986 (<0,0001)	LITR> EI> EHN> LBW> FEUES	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, SC, EHN, EI	BI, T45, FL	60,4467 (<0,0001)	4+5: 37,2893 (>0,0001); 4: 17,9436 (<0,0001); 5: 20,1094 (<0,0001)	3: 20,6204 (>0,0001); 2: 18,9231 (>0,0001);	4: n.s.; 1-4: 20,1538 (<0,0001)	>50: 40,5261 (>0,0001); >70: 61,1564 (<0,0001); >75: 69,2458 (<0,0001); >80: 52,6409 (<0,0001)	NN<750: 130,6353 (<0,0001); <600: 142,3093 (>0,0001)
Agonum muelleri	n.s.	n.s.	n.s.	9,5026 (0,0021) (neg.)	12,6081 (0,0004)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	GC: n.s.; AFE: (Trend: 3,2876; 0,0698); GCS: n.s.; SC: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	FEUES: 12,6081 (0,0004)	LH> (AFE)	LH, FEUES, (AFE)	Keine	n.s.	4+5: n.s.; 4, 5: n.s.	2, 3: n.s.	4: n.s.; 2-4: n.s.	>50: n.s.; <60: 5,1353 (0,0234)	NN<700: 13,0327 (0,0003); <600: 14,1037 (0,0002)
Amara communis (agg.)_SUM	n.s.	n.s.	6,5078 (0,0107)	n.s.	60,6065 (<0,0001)	n.s.	115,1718 (<0,0001)	n.s.	65,3588 (<0,0001)	GC: 111,2381 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	113,7840 (<0,0001)	n.s.	88,4843 (<0,0001)	CARP: 115,1718 (<0,0001)	EHN> GC> EI> LITR> FEUES	LBW, EUES, CARP, LITR, GC, EHN, EI	BI, T5, FL	22,1351 (>0,0001)	4+5: (Trend: 3,5391; 0,09599); 4: n.s.; 5: 4,3196 (0,0377)	3: 24,9900 (>0,0001); 2: n.s.	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: 29,5894 (>0,0001)
Amara convexior	(Trend: 2,8439; 0,0917)	13,0130 (0,0003)	11,7760 (0,0006)	7,3418 (0,0067)	36,0450 (<0,0001)	n.s.	117,6667 (<0,0001)	n.s.	54,2440 (<0,0001)	GC: 98,3142 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: 4,7859 (0,0287); SC: 6,4218 (0,0113)	124,6958 (<0,0001)	n.s.	100,6774 (<0,0001)	EHN: 124,6958 (<0,0001)	CARP> EI> GC> LITR> FEUES	(WS) MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, ETR, EI	BI, T5, FL	23,9994 (<0,0001)	4+5: 9,2592 (0,0041); 4: ns; 5: 8,1388 (0,0043)	3: 16,5632 (>0,0001); 2: 5,3350 (0,0209)	4: n.s.; 2-4: 7,291 (0,0072)	>50: n.s.	NN<600: 7,8406 (0,0051)
Amara fusca	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	19,1100 (<0,0001)	n.s.	300,6659 (<0,0001)	5,6047 (0,0179)	GC: n.s.; AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	TRWS: 300,6659 (<0,0001)	TRSS> LITR	TRSS, TRWS, LITR	Keine	n.s.	4+5: 4, 5: n.s.	2, 3: n.s.	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: n.s.
Amara makolskii	n.s.	(Trend: 3,7887; 0,0516) (neg.)	n.s.	(Trend: 2,7429; 0,0977) (neg.)	n.s.	n.s.	14,5988 (0,0001)	n.s.	n.s.	GC: 19,1557 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	13,0950 (0,0003)	n.s.	10,2108 (0,0014)	GC: 19,1557 (<0,0001)	CARP> EHN> EI	(MIN) neg.), (LH) neg.), CARP, GC, EHN, EI	BI, FL	8,4942 (0,0036)	4+5: 4, 5: n.s.	3: 28,9836 (>0,0001); 2: 4,1836 (0,0408) (neg.)	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: n.s.
Bembidion mannerheimii	4,7701 (0,0290)	n.s.	11,3939 (0,0007)	24,5853 (<0,0001) (neg.)	49,9421 (<0,0001)	n.s.	26,9010 (<0,0001)	n.s.	6,4744 (0,0109)	GC: 14,6000 (0,0001); AFE: n.s.; GCS: 3,2983 (0,0694)	23,5926 (<0,0001)	n.s.	22,6944 (<0,0001)	FEUES: 49,9421 (<0,0001)	LH> EHN> EI> LBW> GC	WS, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	(BI), T5, F>3; (S)	(Trend: 2,9429; 0,0863)	4+5: n.s.; 4: n.s.; 5: 13,7876 (0,0002)	2, 3: n.s.	4: n.s.; >3: 6,7507 (0,0094)	>50: (Trend: 2,8137; 0,0935); >70: (Trend: 2,8772; 0,0898)	NN<800: 3,9126 (0,0479); <600: 6,1076 (0,0135)
Calosoma inquisitor	n.s.	(Trend: 2,7952; 0,0945)	6,5669 (0,0104)	n.s.	8,4983 (0,0036)	n.s.	30,6346 (<0,0001)	n.s.	16,4420 (<0,0001)	GC: 38,8712 (<0,0001); AFE: 24,1873 (<0,0001); GCS: n.s.; SC: n.s.	27,9081 (<0,0001)	n.s.	42,8746 (<0,0001)	EI: 42,8746 (<0,0001)	GC> CARP> EHN> AFE> LITR	(MIN) LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, EI	BI, T4	21,0464 (<0,0001)	4+5: 35,7184 (>0,0001); 4: 53,3249 (<0,0001); 5: n.s.	2, 3: n.s.	4: n.s.; 2: 5,6051 (0,0179)	>50: n.s.	NN<400: 20,3640 (<0,0001); <600: 3,89017 (0,0482)
Carabus cancellatus	(Trend: 3,2650; 0,0708)	(Trend: 2,7732; 0,0959)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	6,6836 (0,0097)	GC: n.s.; AFE: n.s.; GCS: 3,9895 (0,0458); SC: 5,4190 (0,0199)	n.s.	n.s.	n.s.	LITR: 6,6836 (0,0097)	SC> GCS> (WS)> (MIN)	(WS), (MIN), LITR, GCS, SC	B, FL	10,4308 (0,0012)	4+5: 4, 5: n.s.	3: 13,7878 (0,0002); 2: (Trend: 3,6516 (0,0560) (neg.)	4: n.s.; 2-5: n.s.	>50: n.s.	NN<700: 16,1507 (<0,0001); <600: 13,1216 (0,0003)
Carabus coriaceus	26,3809 (<0,0001)	94,7462 (<0,0001)	98,1352 (<0,0001)	20,6962 (<0,0001)	14,9054 (0,0001)	n.s.	31,0649 (<0,0001)	n.s.	38,6076 (<0,0001)	GC: 27,6652 (0,0001); AFE: 6,5074 (0,0107); GCS: n.s.; SC: n.s.	35,5531 (<0,0001)	n.s.	41,2290 (<0,0001)	LBW: 98,1352 (<0,0001)	MIN> EI> LITR> EHN> CARP	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, EHN, EI	BI, T45, S	20,1926 (>0,0001)	4+5: 18,9455 (>0,0001); 4: 14,7422 (0,0001); 5: 4,0306 (0,0447)	3: n.s.; 2: 17,6393 (>0,0001)	4: n.s.	>50: 41,7081 (>0,0001); >70: 37,5949 (<0,0001)	NN<600: 75,7793 (>0,0001)
Carabus hortensis	15,0781 (0,0001)	18,4861 (<0,0001)	35,3720 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	4,1920 (0,0406) (neg.)	6,6128 (0,0101)	n.s.	GC: 6,7224 (0,0005) (neg.); AFE: 28,8803 (<0,0001); GCS: n.s.; SC: 4,0883 (0,0432)	(Trend: 3,2327; 0,0722)	n.s.	n.s.	LBW: 35,3720 (<0,0001)	AFE> MIN> WS> TRWS> SC	WS, MIN, LBW, CARP, TRWS, GC, neg., AFE, SC, EHN	Keine	n.s.	4+5: 4, 5: n.s.	3: n.s.; 2: 32,4828 (>0,0001)	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: 47,6559 (>0,0001)
Carabus monilis	n.s.	5,6216 (0,0177)	13,2073 (0,0003)	n.s.	46,9624 (<0,0001)	n.s.	86,1491 (<0,0001)	n.s.	23,6553 (<0,0001)	GC: 78,1771 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	78,6791 (<0,0001)	n.s.	64,2927 (<0,0001)	CARP: 86,1491 (<0,0001)	EHN> GC> EI> FEUES> LITR	MIN, LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, EHN, EI	BI, T45, FL, S	48,3710 (<0,0001)	4+5: 4,3751 (0,0365); 4: n.s.; 5: 4,2424 (0,0394)	3: 67,9838 (<0,0001); 2: n.s.	4: n.s.; 1-5: n.s.;	>50: 5,6039 (0,0179); >70: 6,8416 (0,0089);	NN<600: 7,1355 (0,0076)
Carabus nemoralis	38,8504 (<0,0001)	185,5730 (<0,0001)	139,8400 (<0,0001)	42,1929 (<0,0001)	48,5013 (<0,0001)	9,8181 (0,0017)	74,6609 (<0,0001)	n.s.	137,6816 (<0,0001)	GC: 59,9706 (<0,0001); AFE: 14,9363 (0,0001); GCS: 10,6451 (0,0011); SC: (Trend: 3,3968; 0,0653)	83,7834 (<0,0001)	4,2439 (0,0394)	107,0862 (<0,0001)	MIN: 185,5730 (<0,0001)	LBW> LITR> EI> EHN> CARP	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, (SC), EHN, ETR, EI	B, T(s), FL, S	27,5499 (>0,0001)	4+5: 5,0853 (0,0241); 4: n.s.; 5: 6,3045 (0,0120)	3: 28,9776 (>0,0001); 2: 52,8098 (>0,0001)	4: n.s.	>50: 53,1166 (>0,0001); >70: 53,0334 (<0,0001)	NN<600: 112,1324 (>0,0001)
Carabus ulrichii	n.s.	n.s.	7,1777 (0,0074)	n.s.	5,2565 (0,0219)	n.s.	15,7804 (<0,0001)	n.s.	8,4871 (0,0036)	GC: 10,4776 (0,0012); AFE: n.s.; GCS: 11,2267 (0,0008); SC: 14,4924 (0,0001)	24,1584 (<0,0001)	n.s.	18,9617 (<0,0001)	EHN: 24,1584 (<0,0001)	EI> CARP> SC> GCS> GC	LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, EHN, EI	BI, T(4), (FL), F: (4),	4,6368 (0,0313)	4+5: n.s.; 4: (Trend: 2,9555; 0,0856); 5: n.s.	3: (Trend: 3,2771; 0,0703); 2: n.s.	4: (Trend: 2,9095; 0,0881); 2-4: (Trend: 2,7655; 0,0963); <3: n.s.	>50: (Trend: 3,3293; 0,0681); >80: 4,9689 (0,0258);	NN<700: 4,2320 (0,0397); <600: 4,9991 (0,0254)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Harpalus latus	n.s.	9,2424 (0,0024)	n.s.	n.s.	26,5002 (<0,0001)	n.s.	57,5246 (<0,0001)	n.s.	66,9653 (<0,0001)	GC: 21,7340 (<0,0001); AFE: (Trend: 3,7251; 0,0536); GCS: n.s.; SC: 9,0265 (0,0027)	50,7421 (<0,0001)	n.s.	57,5109 (<0,0001)	LITR: 66,9653 (<0,0001)	CARP> El> EHN> FEUES> GC	MIN, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, SC, EHN, EI	BI, T(s), FL	30,0348 (>0,0001)	4+5: 15,5859 (>0,0001); 4: n.s.; 5: 20,9864 (>0,0001)	3: 13,2743 (0,0003); 2: n.s.	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: 31,4500 (>0,0001)
Harpalus pumilus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	38,2624 (<0,0001)	n.s.	149,4991 (<0,0001)	11,2219 (0,0008)	GC: n.s.; AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	n.s.	n.s.	TRWS: 149,4991 (<0,0001)	TRSS> LITR	TRSS, TRWS, LITR	Keine	n.s.	4+5: 4, 5: n.s.	2, 3: n.s.	4: n.s.	>50: n.s.	NN<400: 8,1185 (0,0044)	
Harpalus tardus	n.s.	7,9056 (0,0049)	n.s.	6,1847 (0,0129)	n.s.	60,9382 (<0,0001)	7,5993 (0,0058)	19,9443 (<0,0001)	35,0218 (<0,0001)	GC: 10,4776 (0,0012); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	6,6577 (0,0099)	n.s.	4,8706 (0,0273)	TRSS: 60,9382 (<0,0001)	LITR> TRWS> GC> MIN> TRWS, LITR, GC, EHN, EI	MIN, LH, TRSS, CARP, TRWS, LITR, GC, EHN, EI	Keine	n.s.	4+5: 4, 5: n.s.	2, 3: n.s.	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: 11,0353 (0,0009)
Leistus rufomarginatus	n.s.	3,9219 (0,0477)	n.s.	(Trend: 3,0682; 0,0798)	n.s.	n.s.	n.s.	41,5292 (<0,0001)	4,2104 (0,0402)	GC: n.s.; AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	n.s.	63,2152 (<0,0001)	5,3396 (0,0208)	ETR: 63,2152 (<0,0001)	TRWS, El> LITR> MIN> (LBW)	MIN, (LBW), TRWS, LITR, ETR, EI	T4, (FL),	n.s.	4+5: (Trend: 3,0998; 0,0783); 4: 5,2692 (0,0217); 5: n.s.	3: n.s.; 2: (Trend: 3,0452; 0,0810)	4: n.s.	>50: >70: n.s.	NN<600: n.s.; <300: 4,4493 (0,0349)
Limodromus assimilis	15,4834 (<0,0001)	46,4133 (<0,0001)	132,2818 (<0,0001)	35,8153 (<0,0001) (neg.)	245,4408 (<0,0001)	5,9556 (0,0147) (neg.)	30,1948 (<0,0001)	n.s.	n.s.	GC: 19,0912 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: 11,5236 (0,0007)	25,4712 (<0,0001)	n.s.	19,0998 (<0,0001)	FEUES: 245,4408 (<0,0001)	LBW> MIN> LH> CARP> EHN	WS, MIN, LBW, LH, neg. FEUES, TRSS, CARP, GC, SC, EHN, EI	BI, T45, FL, S	35,2309 (>0,0001)	4+5: 16,3754 (>0,0001); 4: 10,2699 (0,0014); 5: 5,7384 (0,0166)	3: 15,8955 (>0,0001); 2: (Trend: 3,5170; 0,0607)	4: n.s.	>50: 15,3631 (>0,0001); >70: 27,9026 (<0,0001)	NN<600: 45,0086 (>0,0001)
Molops elatus	13,0974 (0,0003)	73,9821 (<0,0001)	99,4632 (<0,0001)	42,5865 (<0,0001)	n.s.	4,7659 (0,0290) (neg.)	12,7425 (0,0004)	n.s.	11,8651 (0,0006)	GC: 20,4447 (<0,0001); AFE: 12,3837 (0,0004); GCS: n.s.; SC: n.s.	10,3273 (0,0013)	n.s.	19,6187 (<0,0001)	LBW: 99,4632 (<0,0001)	MIN> LH> GC> El> WS	WS, MIN, LBW, LH, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, EI	BI, T4, S	15,4142 (>0,0001)	4+5: 10,7551 (0,0010); 4: 10,9161 (0,0010) ; 5: n.s.	3: 4,2029 (0,0404); 2: 27,9240 (>0,0001)	4: n.s.	>50: 35,9058 (>0,0001); >70: 47,1368 (<0,0001)	NN<600: 51,1915 (>0,0001)
Molops piceus_SUM	14,7534 (<0,0001)	90,3016 (<0,0001)	140,8593 (<0,0001)	23,1895 (<0,0001)	51,2141 (<0,0001)	6,8545 (0,0088) (neg.)	89,9205 (<0,0001)	n.s.	32,6199 (<0,0001)	GC: 87,4551 (<0,0001); AFE: 24,9909 (<0,0001); GCS: n.s.; SC: n.s.	78,6841 (<0,0001)	n.s.	94,6795 (<0,0001)	LBW: 140,8593 (<0,0001)	El> MIN> CARP> GC> EHN	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, EI	BI, T45, FL, S	67,0989 (>0,0001)	4+5: 44,8116 (>0,0001); 4: 23,6657 (>0,0001); 5: 21,1179 (<0,0001)	3: 19,9021 (>0,0001); 2: 18,0066 (>0,0001)	4: n.s.	>50: 37,6611 (>0,0001); >70: 37,2589 (<0,0001)	NN<600: 32,2073 (>0,0001)
Notiophilus biguttatus	26,8006 (<0,0001)	71,4880 (<0,0001)	9,6088 (0,0019)	33,2441 (<0,0001)	n.s.	14,4138 (0,0001)	6,2916 (0,0121)	n.s.	37,9251 (<0,0001)	GC: (Trend: 2,9688; 0,0850); AFE: 3,8872 (0,0487); GCS: (Trend: 3,2848; 0,0699); SC: n.s.	7,5432 (0,0060)	n.s.	12,9445 (0,0003)	MIN: 71,4880 (<0,0001)	LITR> LH> WS> El> LBW	WS, MIN, LBW, LH, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, EHN, EI	T(5), FL, S	n.s.	4+5: n.s.; 4: n.s.; 5: (Trend: 3,4660; 0,0626)	3: 4,1573 (0,0415); 2: 34,9063 (>0,0001)	4: (Trend: 3,6096; 0,0574) (neg.)	>50: 35,5532 (>0,0001)	NN<600: 12,4112 (0,0004)
Notiophilus palustris	5,2763 (0,0216)	n.s.	n.s.	n.s.	6,0461 (0,0139)	4,0458 (0,0443)	27,5278 (<0,0001)	n.s.	45,2848 (<0,0001)	GC: 38,8975 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: 7,3230 (0,0068); SC: n.s.	35,5235 (<0,0001)	n.s.	31,2922 (<0,0001)	LITR: 45,2848 (<0,0001)	GC> EHN> El> CARP> GCS	WS, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, GCS, EHN, EI	(BI), FL	(3,7135; Trend: 0,0540)	4+5: 4, 5: n.s.	3: 7,9350 (0,0048); 2: n.s.	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: 26,6736 (>0,0001)
Notiophilus rufipes	n.s.	5,0538 (0,0246)	4,3839 (0,0363)	3,9536 (0,0468)	4,7685 (0,0290)	5,7150 (0,0168)	82,4068 (<0,0001)	n.s.	27,7252 (<0,0001)	GC: 36,5560 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: 18,4230 (<0,0001); SC: n.s.	42,5451 (<0,0001)	n.s.	34,4148 (<0,0001)	CARP: 82,4068 (<0,0001)	EHN> GC> El> LITR> GCS	MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, GCS, EHN, EI	T(m), (S)	n.s.	n.s.; 4: 3,8742 (0,0490); 5: n.s.	3: n.s.; 2: 4,8007 (0,0284)	4: n.s.; 2-3: n.s.	>50: (Trend: 2,7676; 0,0962)	NN<500: 12,3101 (0,0005); <600: 7,0545 (0,0079)
Poecilus cupreus	7,4706 (0,0063) (neg.)	11,4923 (0,0007) (neg.)	20,5990 (<0,0001) (neg.)	6,3880 (0,0015) (neg.)	n.s.	24,8688 (<0,0001)	9,3612 (0,0022)	6,6128 (0,0101)	22,8641 (<0,0001)	GC: 12,4482 (0,0004); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	9,7107 (0,0018)	n.s.	9,4476 (0,0021)	LITR: 22,8641 (<0,0001)	TRSS> GC> EHN> El> CARP	WS, neg. MIN> neg. LBW> neg. LH> neg. TRSS, CARP, TRWS, LITR, GC, EHN, EI	Keine	n.s.	4+5: 4, 5: n.s.	2, 3: n.s.	4: n.s.	>50: 21,5240 (>0,0001) (neg.)	NN<600: 28,9381 (>0,0001)
Pterostichus melanarius	11,5664 (0,0007)	32,3784 (<0,0001)	42,2491 (<0,0001)	4,6208 (0,0316) (neg.)	134,5277 (<0,0001)	4,0078 (0,0453) (neg.)	68,2306 (<0,0001)	n.s.	34,6132 (<0,0001)	GC: 43,0300 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: 30,9060 (<0,0001)	59,9124 (<0,0001)	n.s.	55,8361 (<0,0001)	FEUES: 134,5277 (<0,0001)	CARP> EHN> El> GC> LBW	WS, MIN, LBW, LH, neg. FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	BI, T45, FL, S	32,7987 (>0,0001)	4+5: 19,6937 (>0,0001); 4: 10,3887 (0,0013); 5: 9,2970 (0,0023)	3: 11,6958 (0,0006); 2: n.s.	4: 5,5304 (0,0187) (neg.)	>50: 7,5125 (0,0061)	NN<600: 11,9399 (0,0005)
Pterostichus melas	n.s.	4,4872 (0,0341)	(Trend: 3,2895; 0,0697)	n.s.	3,5040 (0,0612)	n.s.	17,0859 (<0,0001)	n.s.	32,8541 (<0,0001)	GC: 8,6689 (0,0032); AFE: n.s.; GCS: 87,7011 (<0,0001); SC: 26,6380 (<0,0001)	49,0182 (<0,0001)	n.s.	39,8707 (<0,0001)	GCS: 87,7011 (<0,0001)	GC> EHN> El> LITR> SC	MIN, (LBW), FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, EHN, EI	BI, T4, FL,	8,6515 (0,0033)	4+5: (Trend: 3,0998; 0,0783); 4: 5,2692 (0,0217); 5: n.s.	3-4: 11,4276 (0,0007); 3: 5,7597 (0,0164); 2: n.s.	4: n.s.; 2-3: (Trend: 3,2454; 0,0716)	>50: n.s.	NN<650: 4,5089 (0,0337); <600: (Trend: 3,1925; 0,0740)
Pterostichus niger	25,5132 (<0,0001)	9,0082 (0,0027)	10,6056 (0,0011)	3,4474 (0,0634) (neg.)	31,3550 (<0,0001)	n.s.	11,3183 (0,0008)	n.s.	13,2134 (0,0003)	GC: 6,2400 (0,0125); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: 4,0471 (0,0442)	10,1287 (0,0015)	n.s.	8,6860 (0,0032)	FEUES: 31,3550 (<0,0001)	WS> LITR> CARP> LBW> EHN	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	(BI), FL, F: 4, S	(Trend: 3,4976; 0,0615)	4+5: 4, 5: n.s.	3: 5,6686 (0,0173); 2: 6,1567 (0,0131)	4: 6,4742 (0,0109)	>50: 13,7840 (0,0002); >70: 6,9107 (0,0086)	NN<600: 17,9868 (>0,0001)
Pterostichus oblongo-punctatus	84,4404 (<0,0001)	108,9231 (<0,0001)	49,5607 (<0,0001)	53,3530 (<0,0001)	11,4815 (0,0007)	n.s.	25,8634 (<0,0001)	4,1506 (0,0416) (neg.)	28,8574 (<0,0001)	GC: 18,9758 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: (Trend: 2,9137; 0,0878)	23,0447 (<0,0001)	(Trend: 2,7640; 0,0964) (neg.)	22,4548 (<0,0001)	MIN: 108,9231 (<0,0001)	WS> LH> LBW> LITR> CARP	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, TRWS, LITR, GC, (SC), EHN, (ETR: neg.), EI	B, T45, FL, S	21,3874 (>0,0001)	4+5: 13,3125 (0,0003); 4: 7,9328 (0,0049); 5: 5,1328 (0,0235)	3: 7,1871 (0,0073); 2: 26,9604 (>0,0001)	4: n.s.	>50: 55,9150 (>0,0001); >70: 57,5730 (<0,0001)	NN<600: n.s.
Pterostichus ovoideus	n.s.	6,1644 (0,0130)	9,5201 (0,0020)	n.s.	59,1539 (<0,0001)	n.s.	133,4679 (<0,0001)	n.s.	55,3395 (<0,0001)	GC: 84,8349 (<0,0001); AFE: n.s.; GCS: n.s.; SC: n.s.	121,8618 (<0,0001)	n.s.	99,5106 (<0,0001)	CARP: 133,4679 (<0,0001)	EHN> El> GC> FEUES> LITR	MIN, LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, EHN, EI	BI, T5, FL	107,3208 (<0,0001)	4+5: 84,9950 (>0,0001); 4: 20,3576 (>0,0001); 5: 90,2472 (<0,0001)	3: 22,1585 (>0,0001); 2: 5,2555 (0,0219) (neg.)	4: n.s.; 2-4: 4,6550 (0,0310)	>50: n.s.; >30: n.s.; <90: n.s.	NN<550: 15,6523 (<0,0001); <600: 12,6402 (0,0004)
Synuchus nivalis	n.s.	11,3703 (0,0007)	3,8988 (0,0483)	n.s.	15,5738 (<0,0001)	4,3431 (0,0372)	9,0903 (0,0026)	n.s.	14,1682 (0,0002)	GC: 5,9203 (0,0150); AFE: n.s.; GCS: 7,3531 (0,0067); SC: n.s.	14,3980 (0,0001)	n.s.	10,8282 (0,0010)	FEUES: 15,5738 (<0,0001)	EHN> LITR> MIN> El> CARP	MIN, LBW, FEUES, TRSS, neg.ES, LITR, GC, GCS, EHN, EI	T45	n.s.	4+5: 5,2077 (0,0225); 4: n.s.; 5: 4,8960 (0,0269)	3: n.s.; 2: 4,4089 (0,0358)	4: n.s.	>50: n.s.	NN<600: 12,4472 (0,0004)

Tab. A.4.4. Fichtenwälder

Tests auf LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, HLH, WS,H/F, HLF, FBL, HFH, KFH, BO, BKH, BOP, BO1, BO2, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO; selektive Tests auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes

Art	Habitat (gruppen)-Affinität																		Habitat-schlüsselmerkmale								Klimafaktoren	
Merkmal	WS	LH	MIN	NND	NDW	HL	HLW	HLH	H/F	HT	BO, BOP	FINBO	FIKBO	HLMO	HLBLKMO	AggMax	Max5	Alle sign.	Zsf. Sign. Merkmale	N	A	BA	BL	F	SR	S	HTr	T(=TDr) (°C), NN (m)
Erläuterung/ Test	Nat. Waldstandorte (HTS3=1)	Landhabitat (FH=0)	Mineralische Standorte (ORG=0)	Natür. Nadelwald (HTS1=7 + 26)	Nadelwald (LBW=0)	HTB2:18 (HLF+HLH; HTS1=7; HTS2=4 (ident. Ergebnisse))	Hochlagen-Nadelwald incl. Krummholz (HTB1=10)	Kahlflächen im Hochlagenwald, auf waldfäh. Standorten (HTB1=41)	Hochlagen-Habitat und Blockhalden (HTB3=3)	Hochlagen-Halden (HTB1=9; HTS2=3, ident.); BO2 (HTB2=5); BOP: (HTS1=5)	Offene Blockhalden BO1 (HTB1=9; HTS2=3, ident.); BO2 (HTB2=5); BOP: (HTS1=5)	Hochlagen-Nadelwald plus off. Blockhalden (HTB1=9+10)	Hochlagen-Nadelwald incl. Kahlflächen, plus off. Blockhalden (HTB1=9+10+41)	Hochlagenstandorte + Arm Moore (HTS1=7 +19+20)	Hochlagenhabitate, Blockhalden und Arm Moore (HTB3=3+6+7)	Aggregat höchster Testwertes	(nächst-höchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	alle positiven Merkmale	Ndh-Deckung (abs.%) >50 (durchgeh.)	Auflageform (stärkere Auflage, >2 (=3-5) durchgehend)	Bodenart (0+6= Geröll und Rohhumus/ Torf, durchgehend)	Blockigkeit (>1; >2, durchgeh.)	Feuchtigkeit (>3 = mind. feucht durchgeh.)	Säure: (Basen <2 durchgehend)	Beschirmung (>50 durchgehend, weitere selektiv)	Habitattradition (=ja)	Kälte; Temperatur/NN-Bereiche >800, >1000, >1200; TDr<6° durchgehend
Amara nigricornis	n.s.	n.s.	n.s.	40,1974 (<0,0001)	8,5256 (0,0035)	68,8213 (<0,0001)	n.s.	44,6 330 (<0,0001)	44,1104 (<0,0001)	HLF, FBL, HFH, n.s.; KFH: 230,1600 (<0,0001); BOK, BKH: n.s.	n.s.; n.s.; n.s.	n.s.	45,5563 (<0,0001)	20,5460 (<0,0001)	12,1910 (0,0005)	KFH: 230,1600 (<0,0001)	HL> FIKBO> HLH> NND> HLMO	NND, NDW, HL, HLW, H/F, KFH, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	(A), (BA)	>50: n.s.	3-5: (Trend: 3,0960; 0,0785); 4-5: 3,9117 (0,0479)	0+6: (Trend: 2,9784; 0,0844)	>1, >2: n.s.	>3: n.s.	<2: n.s.	<30 (Trend: 3,6386; 0,0565); >50: n.s.	n.s.	<4°: 11,8360 (<0,0006); NNs:1100: 58,0399 (<0,0001); >800: 37,7310 (<0,0001); >1000: 45,4450 (<0,0001); >1200: 63,2291 (<0,0001)
Calathus micropterus	n.s.	9,1020 (0,0026)	11,5780 (0,0007)	123,3139 (<0,0001)	26,6521 (<0,0001)	67,2895 (<0,0001)	79,0126 (<0,0001)	n.s.	36,2887 (<0,0001)	HLF: 83,5721 (<0,0001); FBL: (Trend: 3,0362; 0,0814); HFH: 23,8644 (<0,0001); KFH: n.s.; BOK, BKH: n.s.	n.s.; n.s.; n.s.	39,9009 (<0,0001)	38,0685 (<0,0001)	10,3690 (0,0013)	n.s.	NND: 123,3139 (<0,0001)	HLW> HL> FIKBO> H/F	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, H/F, HLF, (FBL), HFH, FINBO, FIKBO, HLMO	N, SR	5,7992 (0,0160)	3-5: n.s.	0+6: n.s.; 1: 23,6826 (<0,0001)	>1, >2: n.s.	>3: n.s.	<2: 7,2188 (0,0072)	>50: n.s.; >50: 5,3681 (0,0205) (neg.); >70: 6,1558 (0,0131) (neg.)	n.s.	<5°: 18,3331 (<0,0001); NNs:1000: 87,6068 (<0,0001); >800: 91,8552 (<0,0001); >1000: 87,6068 (<0,0001); >1200: 33,0091 (<0,0001)
Carabus arvensis	n.s.	16,6942 (<0,0001)	n.s.	87,6810 (<0,0001)	41,9578 (<0,0001)	87,1455 (<0,0001)	(Trend: 3,2243; 0,0726)	180,9342 (<0,0001)	67,5025 (<0,0001)	HLF, FBL, HFH: n.s.; KFH: 180,9342 (<0,0001); BOK, n.s.; BKH: 31,4334 (<0,0001)	n.s.; n.s.; n.s.	(Trend: 3,7919; 0,0515)	70,4143 (<0,0001)	27,8955 (<0,0001)	18,0012 (<0,0001)	KFH/HLH: 180,9342 (<0,0001)	NND> HL> FIKBO> H/F> NDW	LH, NND, NDW, HL (HLW), HLH, H/F, KFH, BKH, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO	A, BA, SR	>50: n.s.	3-5: 13,9959 (0,0002)	0+6: 5,2029 (0,0225)	>1, >2: n.s.	>3: n.s.	<2: 14,9708 (0,0001)	>50: 14,2837 (0,0002) (neg.)	n.s.	NNs:800: 45,3988 (<0,0001); >1000: 61,0667 (<0,0001); >1200: 61,9193 (<0,0001)
Carabus auronitens	19,4795 (<0,0001)	52,7752 (<0,0001)	94,6473 (<0,0001)	6,2726 (0,0123)	25,4854 (<0,0001) (neg.)	29,0534 (<0,0001)	13,5425 (0,0002)	16,1020 (<0,0001)	9,4943 (0,0021)	HLF: 10,4198 (0,0012); FBL: 7,0173 (0,0081); HFH: (Trend: 3,4930; 0,0616); KFH: 16,1020 (<0,0001); BOK, n.s.; BKH: n.s.	5,2997 (0,0213) (neg.); 6,1906 (0,0128) (neg.); 4,8609 (0,0275) (neg.)	n.s.	10,7842 (0,0010)	5,7807 (0,0162) (neg.)	48,3573 (<0,0001) (neg.)	MIN: 94,6473 (<0,0001)	LH> HL> NDW> WS> HLH	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, HLH, WS, H/F, HLF, FBL, (HFH), KFH, BOP: neg.; BO1: neg.; BO2: neg.; FIKBO, HLMO: neg.; HLBLKMO: neg.	N, BL, S>50, HTr	(Trend: 3,4389; 0,0637)	21,7588 (<0,0001) (neg.)	33,3863 (<0,0001) (neg.)	5,2125 (0,0224)	23,1818 (<0,0001) (neg.)	(Trend: 2,7989; 0,0943) (neg.)	>50: 33,6134 (<0,0001)	7,7086 (0,0055)	<8,5°: 17,2259 (<0,0001); NNs:300: 7,1798 (0,0074 >800: 15,1475 (<0,0001); >1000: 10,0435 (0,0015), >1200: 17,9563 (<0,0001)
Carabus linnei	n.s.	13,3991 (0,0003)	25,8259 (<0,0001)	n.s.	4,4187 (0,0355) (neg.)	6,2561 (0,0124)	11,3722 (0,0007)	n.s.	5,7791 (0,0162)	HLF: 26,4736 (0,0001); FBL, HFH, KFH: n.s.; BOK, n.s.; BKH: 29,0021 (<0,0001)	n.s.; n.s.; n.s.	9,6927 (0,0019)	6,3075 (0,0120)	n.s.	10,2628 (0,0014) (neg.)	BKH: 29,0021 (<0,0001)	HLF> MIN> LH> HLW> FINBO>	LH, MIN, NDW, HL, HLW, H/F, HLF, BKH, FINBO, FIKBO, HLBLKMO: neg.	S, HTr	>50: n.s.	3-5: (Trend: 3,4924; 0,0617) (neg.); <3: (Trend: 3,4924; 0,0617)	0+6: n.s.; 2: 11,6271 (0,0006)	>1: 13,2111 (0,0003); >2: 7,3933 (0,0065)	>3: 11,6522 (0,0006) (neg.)	<2: n.s.	>50: 5,5475 (0,0185)	5,0264 (0,0250)	<7,5°: 25,4424 (<0,0001); NNs:400: 21,8875 (<0,0001); >800: 44,7742 (<0,0001); >1000: 10,8398 (0,0010); >1200: n.s.
Carabus sylvestris	n.s.	18,3246 (<0,0001)	5,8501 (0,0156)	101,6123 (<0,0001)	28,6333 (<0,0001)	199,7746 (<0,0001)	201,6155 (<0,0001)	16,4943 (<0,0001)	164,2379 (<0,0001)	HLF: 102,0991 (<0,0001); FBL: 37,4927 (<0,0001); HFH: 25,5113 (0,0001); KFH: 16,4943 (<0,0001); BOK, n.s.; BKH: 19,1122 (<0,0001)	(Trend: 3,5828; 0,0584); (Trend: 2,7228; 0,0989); 4,0961 (0,0430)	155,5024 (<0,0001)	170,7777 (<0,0001)	73,2028 (<0,0001)	31,1552 (<0,0001)	HLW: 201,6155 (<0,0001)	HL> FIKBO> H/F> FINBO> HLF	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, FBL, HFH, KFH, BKH, BOP, (BO1), (BO2), FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	N, A, BA, BL>2, SR, HTr	>50: 12,8432 (0,0003)	3-5: 19,2592 (<0,0001)	0+6: 7,3450 (0,0067); 0,1,2,6 (Trend: 3,0035; 0,0831)	>1: 7,3848 (0,0066); >2: 12,6399 (0,0004)	3: 6,1314 (0,0211); >3: n.s.	<2: 10,7178 (0,0011)	>50: n.s.; >45: n.s.	3,9745 (0,0462)	<6,5°: 64,1050 (<0,0001); NNs:500: 97,9158 (<0,0001); >800: 167,5546 (<0,0001); >1000: 226,7884 (<0,0001); >1200: 169,7982 (<0,0001)
Carabus violaceus (s.str.)	n.s.	n.s.	34,7696 (<0,0001) (neg.)	4,2151 (0,0401)	33,8623 (<0,0001)	17,1716 (<0,0001)	12,1593 (0,0005)	4,6252 (0,0315)	5,7373 (0,0166)	HLF: 11,8816 (0,0006); FBL: n.s.; HFH: 5,2360 (0,0221); KFH: 4,6252 (0,0315); BOK, n.s.; BKH: n.s.	(Trend: 3,1887; 0,0741) (neg.); (Trend: 3,4865; 0,0619) (neg.); (Trend: 3,0403; 0,0812)	n.s.	6,3289 (0,0119)	51,2452 (<0,0001)	45,0224 (<0,0001)	HLMO: 51,2452 (<0,0001)	HLBLKMO > NDW> HL> HLW	MIN: neg., NND, Hdw, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, HFH, KFH, (BOP), (BO1), (BO2), FIKBO, HLMO, HLBLKMO	(N), A, BA, SR, HTr	>50: (Trend: 3,1193; 0,0774)	3-5: 60,9233 (<0,0001); 5: 39,7384 (<0,0001)	0+6: 39,7322 (<0,0001)	>1: 4,3163 (0,0377) (neg.); >2: n.s.	>3: n.s.	<2: 46,6347 (<0,0001)	>50: 27,6944 (<0,0001) (neg.)	4,7121 (0,0300)	<8°: 30,6618 (<0,0001); NNs:600: 95,69 (<0,0001); >800: 109,4904 (<0,0001); >1000: 70,0630 (<0,0001); >1200: 34,6792 (<0,0001)
Dromius fenestratus	n.s.	n.s.	n.s.	4,3109 (0,0379)	n.s.	8,4754 (0,0036)	14,0866 (0,0002)	n.s.	4,8736 (0,0273)	HLF: 6,6659 (0,0098); FBL: n.s.; HFH: 36,0914 (<0,0001); KFH: n.s.; BOK, BKH: n.s.	n.s.; n.s.; n.s.	7,4688 (0,0063)	5,0823 (0,0242)	n.s.	n.s.	HFH: 36,0914 (<0,0001)	HLW> HL> FINBO> HLF> FIKBO	NND, HL, HLW, H/F, HLF, HFH, FINBO, FIKBO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NNs:800: 12,5842 (0,0004); >1000: n.s.; >1200: n.s.	

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Leistus montanus	10,1717 (0,0014) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	10,9068 (0,0010)	HLF, FBL, HFH, KFH; n.s.; BOK: 300,6659 (<0,0001)	40,1353 (<0,0001); 36,6667 (<0,0001); 42,0942 (<0,0001)	14,8761 (0,0001)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	BKH: 300,6659 (<0,0001)	BOP> BO1> BO2> FINBO> FIKBO	WS: neg. H/F, BKH, BOP, BO1, BO2, FINBO, FIKBO	BL>2	>50: n.s.	3-5: n.s.	0+6: n.s.	>1: 5,3668 (0,0205); >2: 7,6226 (0,0058)	>3: n.s.	<2: n.s.	>50: n.s.	n.s.	<4.5: 12,7977 (0,0003); NN>800: (Trend: 3,3921; 0,0655); >1000: 6,5406 (0,0105); >1200: 15,1596 (<0,0001)
Leistus piceus	n.s.	n.s.	14,8824 (0,0001)	6,3670 (0,0116)	(Trend: 3,6009; 0,0577) (neg.)	14,8209 (0,0001)	26,5299 (<0,0001)	n.s.	17,3847 (<0,0001)	HLF: n.s.; FBL: 34,6395 (<0,0001); HFH, KFH; n.s.; BOK: 7,0401 (0,0080); BKH: n.s.	(Trend: 3,1178; 0,0774); n.s.; (Trend: 3,4013; 0,0651)	27,1193 (<0,0001)	18,1657 (<0,0001)	n.s.	n.s.	FBL: 34,6395 (<0,0001)	FINBO> HLW> FIKBO> H/F> MIN	MIN, NND, (NDW: neg.), HL, HLW, H/F, FB, BO, (BOP, BO1), FINBO, FIKBO	BL>2, S	>50: n.s.	3-5: 3,9627 (0,0465) (neg.)	0+6: 6,6543 (0,0099) (neg.); 0-2: 13,2460 (0,0003)	>1: 5,9438 (0,0148); >2: 6,2429 (0,0125)	3: 13,1663 (0,0003)	<2: 9,5135 (0,0020) (neg.)	>50: 6,1679 (0,0130); >55: 6,7687 (0,0093)	n.s.	<7.5: 5,0407 (0,0222); NN>800: 8,3069 (0,0039); >1000: 14,7519 (0,0001); >1200: 7,8288 (0,0051)
Nebria brevicollis	(Trend: 3,3293; 0,0681)	12,3409 (0,0004) (neg.)	n.s.	9,7001 (0,0018) (neg.)	n.s.	4,0555 (0,0440) (neg.)	n.s.	4,4883 (0,0341) (neg.)	(Trend: 2,7935; 0,0946) (neg.)	HLF, FBL, HFH; n.s.; KFH: (Trend: 3,3772; 0,0661) (neg.); BOK: n.s.; BKH: 11,6192 (0,0007)	n.s.; n.s.; 4,0555 (0,0440) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	WS	(LH: neg.), NND; neg. HL; neg. HLH; neg. (WS), H/F; neg. (KFH, Neg.), BKH, BOP; neg.	(F)	>50: n.s.	3-5: n.s.	0+6: n.s.	>1, >2: n.s.	>3: (Trend: 2,8888; 0,0892)	<2: n.s.	>50: n.s.	n.s.	NN>800, >1000, >1200: n.s.	
Notiophilus biguttatus	26,8006 (<0,0001)	33,2441 (<0,0001)	71,4880 (<0,0001)	6,4555 (0,0111)	9,6088 (0,0019) (neg.)	n.s.	n.s.	(Trend: 3,3772; 0,0661)	6,2059 (0,0127)	HLF, FBL, HFH; n.s.; KFH: (Trend: 3,3772; 0,0661); BOK: n.s.; BKH: n.s.	7,5163 (0,0061) (neg.); 8,2182 (0,0041) (neg.); n.s.	(Trend: 2,7525; 0,0971) (neg.)	5,6715 (0,0172) (neg.)	39,7430 (<0,0001) (neg.)	93,9615 (<0,0001) (neg.)	MIN: 71,4880 (<0,0001)	LH> WS> NDW (neg.)> NND> H/F	LH, MIN, NND, (NDW: neg.), (HLH), WS, H/F, (KFH: Trend, neg.), BO1; neg., BO2; neg. (FINBO: neg.), FIKBO: neg., HLMO: neg., HLBLKMO neg.	N, A, S	>50: 15,4189 (<0,0001)	3-5: 30,7669 (<0,0001)	0+6: 64,2425 (<0,0001) (neg.)	>1: 4,8114 (0,0283); >2: n.s.	>3: 34,8506 (<0,0001) (neg.)	<2: 4,5640 (0,0327) (neg.)	>50: 35,5532 (<0,0001)	11,7456 (0,0006) (neg.)	NN>800: 6,1110 (0,0134) (neg.); >1000: 10,0444 (0,0015) (neg.); >1200: 4,9748 (0,0257) (neg.)
Oreonebria castanea	14,0317 (0,0002) (neg.)	3,9536 (0,0468)	8,0077 (0,0047)	23,8155 (<0,0001)	6,9599 (0,0083)	41,5909 (<0,0001)	65,2450 (<0,0001)	n.s.	99,0386 (<0,0001)	HLF: n.s.; FBL: 109,1221 (<0,0001); HFH, KFH; n.s.; BOK: 223,2403 (<0,0001); BKH: 31,9342 (<0,0001)	67,5703 (<0,0001); 61,4281 (<0,0001); 71,0906 (<0,0001)	135,0817 (<0,0001)	101,9610 (<0,0001)	5,0113 (0,0252)	13,8008 (0,0002)	BOK: 223,2403 (<0,0001)	FINBO> FBL> FIKBO> H/F> BOP	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, WS, H/F, FBL, BO, BKH, BOP, BO1, BO2, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	N, BL>2, SR	>50: (Trend: 3,3904; 0,0656)	3-5: n.s.	0+6: n.s.	>1: 32,5966 (<0,0001); >2: 46,2976 (<0,0001)	>3: (Trend: 3,7725; 0,0521) (neg.)	<2: (Trend: 3,7725; 0,0521)	>50: n.s.	n.s.	<4.0: 77,292 (<0,0001); NN>1100: 74,7647 (<0,0001); >800: 30,8018 (<0,0001); >1000: 59,3913 (<0,0001); >1200: 106,9771 (<0,0001)
Pterostichus aethiops	(Trend: 3,3922; 0,0655)	(Trend: 3,7051; 0,0542)	n.s.	27,8071 (<0,0001)	11,6732 (0,0006)	62,1704 (<0,0001)	20,7357 (<0,0001)	49,6762 (<0,0001)	32,3674 (<0,0001)	HLF: 26,4736 (<0,0001); FBL, HFH; n.s.; KFH: 49,6762 (<0,0001); BOK: n.s.; BKH: n.s.	n.s.; n.s.; 6,9932 (0,0082)	34,0685 (<0,0001)	30,5698 (<0,0001)	18,0540 (<0,0001)	HL: 62,1704 (<0,0001)	KFH/HLH> FIKBO> H/F> HLMO> NND	(LH), NND, NDW, HL, HLW, HLH, (WS)/H/F, HLF, KFH, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	A, BA, BL>2, SR	>50: n.s.	3-5: 10,2942 (0,0013)	0+6: 11,6059 (0,0007)	>1: 4,2220 (0,0399); >2: 2,7587 (0,0967)	>3: n.s.	<2: 6,7708 (0,0093)	>50: n.s.	n.s.	<7.5: 30,2847 (<0,0001); NN>400: 19,2496 (<0,0001); >800: 44,7742 (<0,0001); >1000: 14,9015 (0,0001); >1200: 42,1546 (<0,0001)	
Pterostichus oblongopunctatus	84,4404 (<0,0001)	53,3530 (<0,0001)	108,9231 (<0,0001)	4,9353 (0,0263)	49,5607 (<0,0001) (neg.)	(Trend: 2,8741; 0,0900)	n.s.	n.s.	n.s.	HLF: 7,2081 (0,0073); FBL, HFH, KFH; n.s.; BOK: 4,1506 (0,0416) (neg.)	22,1052 (<0,0001) (neg.); 24,9247 (<0,0001) (neg.); 20,7048 (<0,0001) (neg.)	4,9674 (0,0254) (neg.)	n.s.	38,3706 (<0,0001) (neg.)	130,9265 (<0,0001) (neg.)	MIN: 108,9231 (<0,0001)	WS> LH> HLW> NND> (HL)	LH, MIN, NND, NDW: neg., (HL), WS, HLF, BKH; neg., BOP; neg., BO1; neg., BO2; neg. (FINBO: neg., HLMO: neg., HLBLKMO: neg.)	S>50	n.s.	47,4944 (<0,0001) (neg.)	69,7616 (<0,0001) (neg.)	n.s.	42,6271 (<0,0001) (neg.)	26,7083 (<0,0001) (neg.)	>50: 55,9150 (<0,0001);	n.s.	NN>200-1300: 8,5282 (0,0035); >800: 6,1250 (0,0133) (neg.); >1000: (Trend: 2,8879; 0,0892) (neg.); >1200: n.s.
Pterostichus pumilio	n.s.	9,5308 (0,0020)	n.s.	82,0726 (<0,0001)	13,3663 (0,0003)	169,2272 (<0,0001)	172,7323 (<0,0001)	13,1952 (0,0003)	121,2001 (<0,0001)	HLF: 87,4806 (<0,0001); FBL: 44,0469 (<0,0001); HFH: 21,9256 (<0,0001); KFH: 13,1952 (0,0003); BOK: n.s.; BKH: 6,0239 (0,0141)	n.s.; n.s.; n.s.	113,5477 (<0,0001)	126,5015 (<0,0001)	58,7339 (<0,0001)	32,6299 (<0,0001)	HLW: 172,7323 (<0,0001)	HL> FIKBO> H/F> FINBO> HLF	LH, NND, NDW, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, FBL, HFH, KFH, BKH, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	N, A, BA, BL>1, SR, (S), (HTr)	>50: 4,6456 (0,0311); >90: 8,2754 (0,0040)	3-5: 17,4618 (<0,0001)	0+6: 10,0748 (0,0015)	>1: (Trend: 3,3139; 0,0687); 2: n.s.; >2: n.s.	>3: n.s.	<2: 22,9889 (<0,0001)	>50: (Trend: 3,2649; 0,0708)	(Trend: 3,0405; 0,0812)	<4.5: 68,8223 (<0,0001); NN>800: 292,9772 (<0,0001); >1000: 267,9721 (<0,0001); >1200: 125,0974 (<0,0001)
Trechus alpicola	5,4945 (0,0191)	n.s.	5,3179 (0,0211) (neg.)	25,5693 (<0,0001)	20,5365 (<0,0001)	51,5954 (<0,0001)	47,0453 (<0,0001)	6,6104 (0,0101)	50,4162 (<0,0001)	HLF: 22,1822 (<0,0001); FBL: 19,6656 (<0,0001); HFH: (Trend: 3,7572; 0,0526); KFH: 6,6104 (0,0101); BOK: (Trend: 3,7572; 0,0526); BKH: 5,5915 (0,0180)	4,1139 (0,0425); (Trend: 3,4329; 0,0639); 4,5096 (0,0337)	45,2918 (<0,0001)	52,4267 (<0,0001)	66,2450 (<0,0001)	47,4094 (<0,0001)	HLMO: 66,2450 (<0,0001)	FIKBO> H/F> HLBLKMO > HLW> FINBO	MIN, NND, NDW, HL, HLW, HLF, WS, H/F, HLF, FBL, HFH, (KFH), BO, BO1, (BO2), FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	A, BA, SR, HTr	>50: n.s.	3-5: 22,6673 (<0,0001)	0+6: 14,2409 (0,0002)	>1, >2: n.s.	>3: n.s.	<2: 13,7088 (0,0002)	>50: 4,5973 (0,0320) (neg.)	4,2843 (0,0385)	<4.5: 153,5986 (<0,0001); NN>1100: 154,3957 (<0,0001); >800: 122,9088 (<0,0001); >1000: 214,1884 (<0,0001); >1200: 37,9540 (<0,0001)
Trechus rubens	n.s.	(Trend: 3,7989; 0,0513) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7456; 0,0975)	4,8191 (0,0281)	n.s.	n.s.	HLF: n.s.; FBL: 26,6380 (<0,0001); HFH, KFH; n.s.; BOK, BKH: (n.s.)	n.s.; n.s.; (n.s.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	FBL: 26,6380	HLW> (HL)	(LH: neg.), (HL), FBL	N, BL>2	>50: 3,8856 (0,0459)	3-5: n.s.	0+6: n.s.	>1: 5,3668 (0,0205); >2: 7,6226 (0,0058)	>3: n.s.	<2: n.s.	n.s.	n.s.	NN>800, >1000, >1200: n.s.
Trechus splendens	n.s.	n.s.	30,5571 (<0,0001) (neg.)	4,5364 (0,0332)	19,5239 (<0,0001)	12,3367 (0,0004)	9,6365 (0,0019)	n.s.	5,5361 (0,0186)	HLF: 7,3969 (0,0065); FBL: 8,9878 (0,0027); HFH, KFH; n.s.; BOK, BKH: (n.s.)	n.s.; n.s.; (n.s.)	(Trend: 3,3930; 0,0655)	5,9133 (0,0150)	56,8854 (<0,0001)	48,5356 (<0,0001)	HLMO: 56,8854 (<0,0001)	HLBLKMO > HL> HLF	MIN: neg. NND, NDW, HL, HLW, H/F, HLF, FBL, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO	N, A, BA, F, S, (HTr)	6,9478 (0,0084)	3-5: 19,2815 (<0,0001)	0+6: 14,6291 (0,0001)	>1, >2: n.s.	>3: 12,4448 (0,0004)	<2: 11,6612 (0,0006)	>50: 5,4645 (0,0194) (neg.)	(Trend: 3,6444; 0,0563)	<6.5: 24,6065 (<0,0001); NN>800: 33,9935 (<0,0001); >1000: 24,9138 (<0,0001); >1200: 10,7490 (0,0010)

Tab. A.4.5. Kiefernwälder

Tests auf NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO; selektive Tests auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes

Art	Habitat (gruppen)-Affinität	LH	MIN	NDW	LITR	TRSS	KIE	KIHN	SSW	HT	BRAS	WBF	SO	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Habitat-schlüsselmerkmale	S	GR	F	A	SR	SI	Klimafaktoren
Erläuterung/ Test	Nat. Wald-Standorte (HTS3=1)	Land-habitat (FH=0)	Mineralische Standorte (ORG=0)	Nadelwald (Laub=0)	Lichte/Tro. Wälder (Kie/Ei) (HTB3=8)	Trocken- und Sandstandorte (alle) (HTS2=10)	Kiefer incl. Forst und Brandhabitate (HTB2=15)	Kiefernwald (halb)nat. (HTB1=33)	Bewaldete Sandstandorte (nicht Bu-fähig) (HTS1=26)	CPI, fallweise SHK	HTS2=11 (Brandstandorte alle); identisch: (HTB1=36)	WBF, fallweise FEU	Offene Sandhabitate (HTB1=35, HTB2=16, HTB3=9, HTS1=27; ident. Ergebn.)	Aggregat höchsten Testwertes	(nächst-höchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	alle positiven Merkmale (F=0-1; sonst angegeben)	Bodenart (1= Sand und Kies durchgehend)	Bodenart (grabbar durchgehend)	Feuchtigkeit (trocken, d.h. 0-2; 0-1 durchgehend)	Auflageform (wenig mächtig, <2, d.h. 0-1 durchgehend)	Basen/ Säure (sauer, <2 bzw. basenreich bei SHK: >4 durchgehend)	Beschirmung (>50; >30 durchgehend)	Temperatur-/NN-Bereich; NN<300, <600 durchgeh., selektiv weitere
Abax parallelepipedus	73,5092 (<0,0001)	63,8962 (<0,0001)	308,7948 (<0,0001)	236,8144 (<0,0001)	62,8926 (<0,0001)	n.s.	21,2553 (<0,0001)	4,3071 (0,0380)	(Trend: 2,7887; 0,0949)	CPI: n.s.; SHK: n.s.	5,7514 (0,0165)	n.s.	7,2564 (0,0071)	MIN: 308,7948 (<0,0001)	WS> LH> LITR> KIE> BRAS	NDW: neg., LH, MIN, LITR, WS, KIE, KIHN, (SSW), BRAS, SO, neg.	S, GR, F:0-2	5,6260 (0,0177)	152,0791 (<0,0001)	0-1: n.s.; 0-2: 48,7368 (<0,0001)	81,8299 (<0,0001)	146,6627 (<0,0001)	>30: 79,8475 (<0,0001); >50: 133,5851 (<0,0001)	NN<300: n.s.; <600: 83,0468 (<0,0001)
Acupalpus meridianus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	4,7462 (0,0294)	n.s.	n.s.	n.s.	63,2152 (<0,0001)	n.s.	n.s.	BRAS: 63,2152 (<0,0001)	KIE	KIE, BRAS	Keine	n.s.	n.s.	0-1, 0-2: n.s.	n.s.	n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300, <600: n.s.
Amara aenea	4,6361 (0,0313) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	7,9747 (0,0047)	52,7452 (<0,0001)	9,7318 (0,0018)	14,9470 (0,0001)	17,2314 (<0,0001)	n.s.	14,0216 (0,0002)	n.s.	34,1475 (<0,0001)	TRSS: 52,7452 (<0,0001)	SO> SSW> KIHN> BRAS> KIE	LITR, TRSS, OS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	F	n.s.	n.s.	0-1: 4,7239 (0,0297); 0-2: (Trend: 3,4744; 0,0623)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 11,7080 (0,0006) (neg.); >50: 8,9393 (0,0028) (neg.)	NN<300: 42,7319 (<0,0001); <600: 11,6263 (0,0007)
Amara apricaria	10,1717 (0,0014) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	19,1100 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	74,4157 (<0,0001)	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, OS, SO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
Amara aulica	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,7939; 0,0514)	n.s.	9,5135 (0,0020)	n.s.	n.s.	n.s.	30,6891 (<0,0001)	111,7495 (<0,0001)	n.s.	WBF: 111,7495 (<0,0001)	BRAS> KIE> LITR	(LITR), KIE, BRAS, WBF	S	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 9,1057 (0,0025); <600: (Trend: 3,1179; 0,0774)
Amara bifrons	14,0317 (0,0002) (neg.)	3,9536 (0,0468)	5,0538 (0,0246)	6,9599 (0,0083)	11,5395 (0,0007)	101,8546 (<0,0001)	27,6076 (<0,0001)	22,7722 (<0,0001)	25,5248 (<0,0001)	n.s.	54,4256 (<0,0001)	n.s.	129,0256 (<0,0001)	SO: 129,0256 (<0,0001)	TRSS> BRAS> KIE> SSW> KIE	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 6,2905 (0,0121) (neg.); >50: (Trend: 3,6753; 0,0552) (neg.)	NN<300: 15,8641 (<0,0001); <600: 7,0545 (0,0079)
Amara consularis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	8,5896 (0,0034)	22,8176 (<0,0001)	12,2430 (0,0005)	13,6139 (0,0002)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	KIE: 22,8176 (<0,0001)	SSW> KIHN> LITR> TRSS	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
Amara convexior	(Trend: 2,8439; 0,0917)	7,3418 (0,0067)	13,0130 (0,0003)	11,7760 (0,0006) (neg.)	54,2440 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	37,1567 (<0,0001)	14,6913 (0,0001)	n.s.	LITR: 54,2440 (<0,0001)	BRAS> MIN> NDW> LH> (OS)	NDW, LH, MIN, LITR, WS, neg. BRAS, WBF	F:0-2, A	n.s.	25,0539 (<0,0001) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: 6,0138 (0,0142)	<2: 9,6895 (0,0019)	<2: 13,4784 (0,0002) (neg.); >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 65,4862 (<0,0001); <600: 7,8406 (0,0051)
Amara cursitans	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	n.s.	22,8176 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	256,8540 (<0,0001)	FEU: 450,9978 (<0,0001)	n.s.	FEU: 450,9978 (<0,0001)	BRAS> KIE> LITR	LITR, KIE, BRAS, FEU	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 6,2905 (0,0121) (neg.); >50: (Trend: 3,6753; 0,0552) (neg.)	NN<300: n.s.; <600: n.s.
Amara curta	n.s.	n.s.	n.s.	7,5960 (0,0058)	8,4871 (0,0036)	8,1359 (0,0043)	23,1754 (<0,0001)	4,5731 (0,0325)	5,3309 (0,0210)	n.s.	143,0051 (<0,0001)	30,8619 (<0,0001)	(Trend: 3,6716; 0,0553)	BRAS: 143,0051 (<0,0001)	WBF> KIE> LITR> TRSS> SSW	NDW, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF (SO)	F:0-2, SR	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 7,0976 (0,0077)	<2: (Trend: 2,7655; 0,0963) (neg.)	<2: (Trend: 3,7725; 0,0521); >4: n.s.	>30: 6,9799 (0,0145) (neg.); >50: 6,1334 (0,0133) (neg.)	NN<300: n.s.; <600: 11,0353 (0,0009)
Amara equestris	4,5778 (0,0324) (neg.)	n.s.	n.s.	8,5256 (0,0035)	13,4374 (0,0002)	81,0033 (<0,0001)	32,3946 (<0,0001)	33,8813 (<0,0001)	37,8989 (<0,0001)	n.s.	43,9165 (<0,0001)	39,6849 (<0,0001)	57,2292 (<0,0001)	TRSS: 81,0033 (<0,0001)	SO> BRAS> WBF> KIHN> KIE	NDW, LITR, TRSS, WS, neg. KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	S, (GR), F: 0-2, (SR)	67,0183 (<0,0001)	(Trend: 3,7586; 0,0525)	0-1: n.s.; 0-2: 10,4225 (0,0012)	<2: n.s.	<2: (Trend: 3,1360; 0,0766); >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 30,5491 (<0,0001); <600: 8,6415 (0,0033)
Amara eurynota	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,6047 (0,0179)	n.s.	11,3962 (0,0007)	n.s.	n.s.	n.s.	128,2848 (<0,0001)	n.s.	n.s.	BRAS: 128,2848 (<0,0001)	KIE> LITR	LITR, KIE, BRAS	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.
Amara familiaris	n.s.	(Trend: 3,3520; 0,0671) (neg.)	n.s.	n.s.	7,3028 (0,0069)	4,2627 (0,0390)	13,5959 (0,0002)	(Trend: 3,3153; 0,0886)	4,0455 (0,0443)	n.s.	61,4617 (<0,0001)	13,1274 (0,0003)	n.s.	BRAS: 61,4617 (<0,0001)	KIE> WBF> TRSS> SSW> FH	LH, neg. LITR, TRSS, KIE, (KIHN), SSW, BRAS, WBF	S	7,0987 (0,0077)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 15,8366 (<0,0001); <600: 21,3688 (<0,0001)
Amara fulva	40,9570 (<0,0001) (neg.)	n.s.	3,3579 (0,0669)	4,6244 (0,0315)	n.s.	115,2986 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 2,9095; 0,0881)	(Trend: 3,3542; 0,0670)	n.s.	n.s.	n.s.	310,1161 (<0,0001)	SO: 310,1161 (<0,0001)	TRSS> OS> NDW> MIN> (SSW)	NDW, MIN, TRSS, WS, (KIHN), (SSW), SO	S, F	13,2736 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 5,4767 (0,0193); <600: 4,6873 (0,0304)
Amara ingenua	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,6047 (0,0179)	19,1100 (<0,0001)	11,3962 (0,0007)	26,4232 (<0,0001)	29,1656 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SSW: 29,1656 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 42,0942 (<0,0001); <600: n.s.
Amara tunicollis	n.s.	19,5659 (<0,0001) (neg.)	27,7586 (<0,0001) (neg.)	30,8763 (<0,0001)	16,8037 (<0,0001)	n.s.	11,2330 (0,0088)	5,4455 (0,0196)	3,9641 (0,0465)	n.s.	31,4163 (<0,0001)	19,0654 (<0,0001)	n.s.	BRAS: 31,4163 (<0,0001)	NDW> ORG> FH> WBF> LITR	NDW, LH, neg., MIN: neg., LITR, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF	(S), GR, (F: 0-2), SR	(Trend: 3,778; 0,0519)	6,7614 (0,0093)	0-1: n.s.; 0-2: (Trend: 3,3471; 0,0673)	<2: 8,1337 (0,0043) (neg.)	<2: 9,2264 (0,0024); >4: n.s.	>30: 31,7684 (<0,0001); >50: 26,6277 (<0,0001) (neg.)	NN<300: 20,4031 (<0,0001); <600: 14,3540 (0,0002); <500: 26,5514 (<0,0001)
Amara municipalis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	38,2624 (<0,0001)	22,8176 (<0,0001)	52,9049 (<0,0001)	58,3953 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SSW: 58,3959 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 84,2817 (<0,0001); <600: n.s.
Amara plebeja	n.s.	n.s.	6,9682 (0,0083)	n.s.	16,0998 (<0,0001)	(Trend: 3,5739; 0,0587)	11,1950 (0,0008)	6,3930 (0,0115)	7,4817 (0,0062)	n.s.	48,5498 (<0,0001)	n.s.	n.s.	BRAS: 48,5498 (<0,0001)	LITR> KIE> SSW> MIN> KIHN	MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS	Keine	n.s.	(Trend: 3,1427; 0,0763) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 41,3734 (<0,0001); <600: 17,4985 (<0,0001)
Amara pulpani	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,6047 (0,0179)	n.s.	11,3962 (0,0007)	26,4232 (<0,0001)	n.s.	701: n.s., SHK: 451,4994 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SHK: 451,4994 (<0,0001)	KIHN> KIE> LITR	LITR, KIE, KIHN, SHK	S, F, B	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: 6,0146 (0,0142); >6: 11,1741 (0,0008)	>30: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.
Amara tibialis	n.s.	n.s.	(Trend: 2,795; 0,0945)	3,8494 (0,0498)	16,4420 (<0,0001)	59,8258 (<0,0001)	35,0388 (<0,0001)	45,3905 (<0,0001)	50,3459 (<0,0001)	n.s.	24,1873 (<0,0001)	n.s.	13,3837 (0,0003)	TRSS: 59,8258 (<0,0001)	SSW> KIHN, KIE> BRAS> LITR	NDW, (MIN), LITR, TRSS, WS, neg. KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 73,7124 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Anisodactylus binotatus	n.s.	4,0904 (0,0431) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	11,3912 (0,0007)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	28,9090 ($<0,0001$)	n.s.	28,3627 ($<0,0001$)	BRAS: 28,9090 ($<0,0001$)	SO> TRSS> LH	LH, TRSS, BRAS, SO	S, F, 0-2	5,2995 (0,0213)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 5,0777 (0,0242)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 10,1906 (0,0014) (neg.); >50: 4,0277 (0,0448) (neg.)	NN<300: 6,2649 (0,0123); <600: 28,2550 ($<0,0001$)	
Bembidion femoratum	8,2956 (0,0040) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	17,2175 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	72,6683 ($<0,0001$)	SO: 72,6683 ($<0,0001$)	TRSS> OS	TRSS, WS; neg, SO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 9,1057 (0,0025); <600: (Trend: 3,1179; 0,0774)	
Bembidion lampros	n.s.	n.s.	11,9549 (0,0005)	n.s.	56,3723 ($<0,0001$)	4,1531 (0,0416)	23,0367 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	76,7671 ($<0,0001$)	30,3529 ($<0,0001$)	7,4011 (0,0065)	BRAS: 76,7671 ($<0,0001$)	LITR> WBF> KIE> MIN> SO	MIN, LITR, TRSS, KIE, BRAS, SO	S, F, 0-2	5,4014 (0,0201)	4,0235 (0,0449) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: 8,1642 (0,0043)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 37,6510 ($<0,0001$); <600: 14,0372 (0,0002)	
Bembidion properans	n.s.	n.s.	5,0607 (0,0245)	n.s.	4,6746 (0,0306)	n.s.	8,0476 (0,0046)	n.s.	n.s.	n.s.	78,9534 ($<0,0001$)	30,8619 ($<0,0001$)	3,6716 (0,0553)	BRAS: 78,9534 ($<0,0001$)	WBF> KIE> MIN> LITR> SO	MIN, LITR, KIE, BRAS, WBF, SO	Keine	n.s.	5,4390 (0,0197) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: 7,7223 (0,0055)	
Bradycellus caucasicus	20,3660 ($<0,0001$) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	38,2624 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	148,9963 ($<0,0001$)	SO: 148,9963 ($<0,0001$)	TRSS> OS	TRSS, WS; neg, SO	S, F	26,6116 ($<0,0001$)	n.s.	0-1: 37,5150 ($<0,0001$); 0-2: 4,1386 (0,0419)	<2: 4,4245 (0,0354)	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 6,2905 (0,0121) (neg.); >50: (Trend: 3,6753; 0,0552) (neg.)	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Bradycellus verbasci	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	6,2115 (0,0127)	24,2163 (0,0001)	13,9202 (0,0002)	7,5402 (0,0060)	8,4516 (0,0036)	n.s.	9,8943 (0,0017)	149,4991 ($<0,0001$)	23,5405 (0,0001)	WBF: 149,4991 ($<0,0001$)	TRSS> SO> KIE> BRAS> SSW	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Brosicus cephalotes	20,3660 (0,0001) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	38,2624 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	148,9963 ($<0,0001$)	SO: 148,9963 ($<0,0001$)	TRSS> OS	TRSS, WS; neg, SO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Calathus ambiguus	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7952; 0,0945)	3,8494 (0,0498)	28,1484 ($<0,0001$)	59,8258 ($<0,0001$)	57,2344 ($<0,0001$)	83,3291 ($<0,0001$)	92,1432 ($<0,0001$)	n.s.; SHK: n.s.	24,1873 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	SSW: 92,1432 ($<0,0001$)	KIHN> TRSS> KIE> LITR> BRAS	NDW, (MIN), LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS	S	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 73,7124 ($<0,0001$); <600: 3,9017 (0,0482)	NN<300: 73,7124 ($<0,0001$); <600: 3,9017 (0,0482)	
Calathus cinctus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	16,8515 ($<0,0001$)	57,4573 ($<0,0001$)	34,2644 ($<0,0001$)	79,4455 ($<0,0001$)	87,6910 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SSW: 87,6910 ($<0,0001$)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	
Calathus erratus	30,8294 ($<0,0001$) (neg.)	4,8943 (0,0269)	6,7216 (0,0095)	13,2651 (0,0003)	13,7153 (0,0002)	219,2941 ($<0,0001$)	35,4708 ($<0,0001$)	49,3256 ($<0,0001$)	55,2120 ($<0,0001$)	7,1568 (0,0075)	27,2373 ($<0,0001$)	25,1535 ($<0,0001$)	276,6389 ($<0,0001$)	SO: 276,6389 ($<0,0001$)	TRSS> SSW> KIHN> KIE> OS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS; neg., KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	S, (GR), F, 0- 2, (SR)	67,0183 ($<0,0001$)	(Trend: 3,7586; 0,0525)	0-1: n.s.; 0-2: 10,4225 (0,0012)	<2: n.s.	<2: (Trend: 3,1360; 0,0766); >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 34,3388 ($<0,0001$); <600: 13,4454 (0,0002)	
Calathus fuscipes	n.s.	n.s.	4,7931 (0,0286)	5,8217 (0,0158)	41,2188 ($<0,0001$)	34,3422 ($<0,0001$)	65,5972 ($<0,0001$)	23,3313 ($<0,0001$)	26,4740 ($<0,0001$)	5,1533 (0,0232)	141,4341 ($<0,0001$)	n.s.	10,3759 (0,0013)	BRAS : 141,4341 ($<0,0001$)	KIE> TRSS> LITR> SSW> KIHN	NDW, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, SO	S, F, 0-2, (SR)	8,4311 (0,0037)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 5,1491 (0,0233)	<2: n.s.	<2: (Trend: 3,1360; 0,0766); >4: n.s.	>30: (Trend: 3,5324; 0,0602) (neg.); >50: 17,4885 ($<0,0001$)	NN<300: 24,9931 ($<0,0001$); <600: 17,4885 ($<0,0001$)	
Calathus melanocephalus	9,9207 (0,0016) (neg.)	n.s.	6,1644 (0,0130)	4,0177 (0,0450)	(Trend: 3,2816; 0,0701)	51,7661 ($<0,0001$)	11,7847 (0,0006)	(Trend: 3,6268; 0,0569)	4,2796 (0,0386)	n.s.	29,1472 ($<0,0001$)	26,8183 ($<0,0001$)	111,3432 ($<0,0001$)	SO: 111,3432 ($<0,0001$)	TRSS> BRAS> WBF> KIE> OS	NDW, MIN, (LITR), TRSS, WS, neg, KIE, (KIHN), SSW, BRAS, WBF, SO	F, 0-2	40,0148 ($<0,0001$)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 6,2230 (0,0126)	n.s.	n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 19,3708 ($<0,0001$); <600: 6,4426 (0,0111)	
Calathus micropterus	n.s.	n.s.	9,1020 (0,0026)	11,5780 (0,0007)	26,6521 ($<0,0001$)	3,8313 (0,0503)	33,1164 ($<0,0001$)	24,0978 ($<0,0001$)	53,4218 ($<0,0001$)	51,0028 ($<0,0001$)	45,3836 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	KIHN: 53,4218 ($<0,0001$)	SSW> CPI> LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI	S, GR, SR	23,6826 ($<0,0001$)	3,8765 (0,0490)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: (Trend: 2,7200; 0,0991) (neg.); 5: n.s.; 3-5: n.s.	<2: (Trend: 0,0072); >4: (Trend: 2,7741; 0,0958) (neg.)	>30: n.s.; >50: 5,3681 (0,0205) (neg.)	NN<300: n.s.; <600: 25,5500 ($<0,0001$) (neg.)
Calathus rotundicollis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	16,8515 ($<0,0001$)	57,4573 ($<0,0001$)	34,2644 ($<0,0001$)	79,4455 ($<0,0001$)	87,6910 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SSW: 87,6910 ($<0,0001$)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 126,5629 ($<0,0001$); <600: n.s.
Calodromius spilotus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	38,2624 ($<0,0001$)	22,8176 ($<0,0001$)	52,9049 ($<0,0001$)	58,3959 ($<0,0001$)	74,0004 ($<0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	CPI: 74,0004 ($<0,0001$)	SSW> KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 20,0801 ($<0,0001$); <600: n.s.
Carabus arvensis	n.s.	n.s.	16,6942 ($<0,0001$)	n.s.	41,9578 ($<0,0001$)	10,8469 (0,0010)	4,8514 (0,0276)	13,8859 (0,0002)	10,3224 (0,0013)	8,2872 (0,0040)	n.s.; SHK: 4,2789 (0,0386)	n.s.	n.s.	n.s.	NDW: 41,9578 ($<0,0001$)	LH> KIE> LITR> KIHN> SSW> TRSS	NDW, LH, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, SHK	S, GR, SR	11,4262 (0,0007)	16,4250 ($<0,0001$)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.; <4: n.s.	<2: 5,4349 (0,0197) (neg.); 3-5: 14,2837 (0,0250) (neg.); <80: 20,2901 ($<0,0001$)	<2: 14,9708 (0,0197); >4: 5,0241 (0,0250) (neg.)	>30: 16,0493 ($<0,0001$) (neg.); >50: 14,2837 (0,0002) (neg.); <80: 20,2901 ($<0,0001$)	NN<300: n.s.; <600: 21,3964 ($<0,0001$) (neg.)
Carabus auronitens	19,4795 ($<0,0001$)	52,7752 ($<0,0001$)	94,6473 ($<0,0001$)	25,4854 ($<0,0001$) (neg.)	8,1830 (0,0042) (neg.)	13,6529 (0,0002) (neg.)	7,0218 (0,0081) (neg.)	10,3593 (0,0013) (neg.)	8,9457 (0,0028) (neg.)	n.s.	9,5386 (0,0020)	n.s.	(Trend: 3,0537; 0,0806) (neg.)	MIN: 94,6473 ($<0,0001$)	LH> WS	NDW; neg, LH, MIN, LITR; neg., TRSS; neg, WS, KIE; neg, KIHN; neg., SSW; neg, BRAS, (SO neg.)	SI>50	(Trend: 3,2895, 0,0697) (neg.)	45,9568 ($<0,0001$) (neg.)	0-1, 0-2: n.s.	n.s.	(Trend: 2,7989; 0,0943) (neg.)	>30: 20,4823 ($<0,0001$); <600: 35,6134 ($<0,0001$)	NN<300: 7,1798 (0,0074) (neg.); <600: 35,0031 ($<0,0001$) (neg.)	
Carabus convexus	n.s.	n.s.	8,8952 (0,0029)	11,3703 (0,0007)	4,5455 (0,0330)	47,8457 ($<0,0001$)	27,0723 ($<0,0001$)	105,6545 ($<0,0001$)	40,3736 ($<0,0001$)	45,3804 ($<0,0001$)	27,0398 ($<0,0001$)	22,6562 ($<0,0001$)	n.s.	KIE: 105,6545 ($<0,0001$)	LITR> SSW> KIHN> TRSS> BRAS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS	S, F	19,7356 ($<0,0001$)	n.s.	0-1: 5,5989 (0,0180); 0-2: 13,2076 (0,0003)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: 9,4382 (0,0021)	
Carabus coriaceus	26,3809 ($<0,0001$)	20,6962 (0,0001)	94,7462 ($<0,0001$)	98,1352 ($<0,0001$) (neg.)	36,6076 ($<0,0001$)	n.s.	5,2024 (0,0226)	n.s.	(Trend: 3,5054; 0,0612)	9,0636 (0,0026); SHK: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	MIN: 94,7462 ($<0,0001$)	LBW> LITR> WS> LH> CPI	NDW, LH, MIN, LITR, WS, KIE, SSW, CPI	A, F, 0-2, SI	n.s.	43,3425 ($<0,0001$) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: 18,4511 ($<0,0001$)	<2: 62,6160 ($<0,0001$)	<2: 101,8096 ($<0,0001$); >4: 32,2967 ($<0,0001$)	>30: 27,5271 ($<0,0001$); <600: 75,7793 ($<0,0001$)	NN<300: n.s.; <600: 75,7793 ($<0,0001$)	
Carabus nemoralis	38,8504 ($<0,0001$)	42,1929 ($<0,0001$)	185,5730 ($<0,0001$)	139,8400 ($<0,0001$) (neg.)	137,6816 ($<0,0001$)	9,8181 (0,0017)	34,8766 ($<0,0001$)	18,8045 ($<0,0001$)	20,4783 ($<0,0001$)	7,2822 (0,0070)	9,3140 (0,0023)	4,2439 (0,0394)	(Trend: 3,1474; 0,0760) (neg.)	MIN: 185,5730 ($<0,0001$)	LBW> LITR> LH> WS> KIE>	NDW; neg, LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, (SO neg.)	S, F, A, B, SI	5,7598 (0,0164)	99,0065 ($<0,0001$) (neg.)	0-1: 5,9912 (0,0144); 0-2: 19,5759 ($<0,0001$)	<2: 105,5847 ($<0,0001$)	<2: 98,8513 ($<0,0001$); >4: (neg.); >4: 60,2533 ($<0,0001$)	>30: 30,6101 ($<0,0001$); <600: 53,1166 ($<0,0001$)	NN<300: 23,5684 ($<0,0001$); <600: 112,1324 ($<0,0001$)	
Carabus problematicus	4,5508 (0,0329)	15,5400 ($<0,0001$)	27,7765 ($<0,0001$)	n.s.	76,2980 ($<0,0001$)	11,8775 (0,0006)	85,5026 ($<0,0001$)	13,8412 (0,0002)	16,8489 ($<0,0001$)	7,8715 (0,0050)	34,9438 ($<0,0001$)	14,1742 (0,0002)	n.s.	KIE: 85,5026 ($<0,0001$)	LITR> BRAS> MIN> SSW> LH	LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	F, SI	n.s.	35,5144 ($<0,0001$) (neg.)	0-1: 4,5060 (0,0338); 0-2: 24,5340 ($<0,0001$)	<2: n.s.	<2: 3,9488 (0,0469) (neg.)	>30: 7,4244 (0,0064); >50: 13,6464 (0,0002)	NN<300: 13,0883 (0,0003); <600: 56,5191 ($<0,0001$)	
Carabus violaceus purpurascens	n.s.	n.s.	9,7624 (0,0018)	17,3919 ($<0,0001$)	(Trend: 2,8377; 0,0921)	77,1877 ($<0,0001$)	66,9722 ($<0,0001$)	146,7508 ($<0,0001$)	73,9619 ($<0,0001$)	83,7268 ($<0,0001$)	59,5156 ($<0,0001$)	5,7673 (0,0163)	6,3414												

Cymindis humeralis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	n.s.	22,8176 (<0,0001)	12,2430 (0,0005)	n.s.	CPI: k.V.; SHK: 224,9989 (<0,0001)	n.s.	n.s.	SHK: 224,9989 (<0,0001)	KIE> KIHN> LITR	LITR, KIE, KIHN, SHK	S, F, B	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: 6,0146 (0,0142)	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.		
Cymindis macularis	10,1717 (0,0014) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	19,1100 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	74,4157 (<0,0001)	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, OS, SO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.		
Cymindis vaporariorum	n.s.	11,3945 (0,0007) (neg.)	23,8774 (<0,0001) (neg.)	12,4707 (0,0004)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	7,7096 (0,0056)	n.s.	n.s.	NDW: 12,4707 (0,0004)	CPI	NDW, LH, neg. MIN, neg. CPI	S, F	5,6860 (0,0171)	n.s.	0-1: 8,4008 (0,0038); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: 4,1196 (0,0424); <8* n.s.		
Elaphrus riparius	(10,1717; 0,0014) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	19,1100 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	74,4157 (<0,0001)	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS, OS	TRSS, WS, neg.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: n.s.; <600: n.s.		
Harpalus affinis	24,1675 (<0,0001) (neg.)	n.s.	9,0553 (0,0026)	6,3172 (0,0120)	10,3581 (0,0013)	140,0453 (<0,0001)	27,9261 (<0,0001)	21,1085 (<0,0001)	17,4811 (<0,0001)	n.s.	68,5002 (<0,0001)	223,8000 (<0,0001)	SO: 223,8000 (<0,0001)	TRSS> BRAS> WBFS> KIE> OS	NDW, MIN, LITR, TRSS, WS, neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF	S	8,4311 (0,0037)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 36,9150 (<0,0001); <600: 9,2828 (0,0023)		
Harpalus anxius	46,1859 (<0,0001) (neg.)	4,3979 (0,0360)	5,6216 (0,0177)	7,7419 (0,0054)	n.s.	193,0241 (<0,0001)	6,5481 (0,0105)	19,9610 (<0,0001)	22,4364 (<0,0001)	13,3687 (0,0003)	n.s.	n.s.	364,0728 (<0,0001)	SO: 364,0728 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW>KIHN> CPI	NDW, LH, MIN, TRSS, WS, neg., KIE, KIHN, SSW, CPI, SO	S, F	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 13,9253 (0,0002); <500: 7,8471 (0,0051)	
Harpalus autumnalis	33,7479 (<0,0001) (neg.)	(Trend: 3,0682; 0,0798)	3,9219 (0,0477)	5,4012 (0,0201)	n.s.	134,6650 (<0,0001)	3,9924 (0,0457)	12,4569 (0,0004)	14,0216 (0,0002)	n.s.	n.s.	n.s.	264,6762 (<0,0001)	SO: 264,6762 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW>KIHN> NDW> KIE	NDW, LH, MIN, TRSS, WS, neg., KIE, KIHN, SSW, SO	S, F, A	26,6116 (<0,0001)	n.s.	0-1: 37,5150 (<0,0001); 0-2: 4,1386 (0,0419)	4,4245 (0,0354)	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 6,2905 (0,0121) (neg.); >50: (Trend: 3,6763; 0,0552) (neg.)	NN<300: 21,4209 (<0,0001); <600: 5,4746 (0,0193)	
Harpalus distinguendus	4,1386 (0,0419) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	8,5896 (0,0034)	4,7462 (0,0294)	n.s.	n.s.	n.s.	63,2152 (<0,0001)	n.s.	36,2536 (<0,0001)	BRAS: 63,2152 (<0,0001)	SO> TRSS> KIE> OS	TRSS, WS, neg., KIE, BRAS, SO	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Harpalus flavescens	10,1717 (0,0014) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	19,1100 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	74,4157 (<0,0001)	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, WS, neg. SO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Harpalus griseus	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,0761; 0,0795)	(Trend: 3,7939; 0,0514)	41,6474 (<0,0001)	9,5135 (0,0020)	24,5404 (<0,0001)	27,2884 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	17,1897 (<0,0001)	TRSS: 41,6474 (<0,0001)	SSW> KIHN> SO> KIE> (LITR)	NDW, (LITR), TRSS, KIE, KIHN, SSW, SO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 9,1057 (0,0025); <600: (Trend: 3,1179; 0,0774)	
Harpalus laevipes	n.s.	12,1210 (0,0005)	17,9582 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	6,6959 (0,0097)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	48,7101 (<0,0001)	6,2097 (0,0127)	n.s.	BRAS: 48,7101 (<0,0001)	MIN> LH> KIE> WBF	LH, MIN, KIE, BRAS, WBF	A	n.s.	11,2154 (0,0008) (neg.)	0-1, 0-2: n.s.	5,4552 (0,0195)	11,0202 (0,0009) (neg.)	>30, >50: n.s.	NN<300, <600: n.s.
Harpalus latus	n.s.	n.s.	9,2424 (0,0024)	n.s.	n.s.	66,9653 (<0,0001)	9,1147 (0,0025)	n.s.	n.s.	n.s.	SHK: n.s.	10,8729 (0,0010)	4,5032 (0,0338)	4,3483 (0,0370)	LITR: 66,9653 (<0,0001)	BRAS> MIN> KIE> SO	MIN, LITR, KIE, BRAS, WBF, SO	Keine	n.s.	11,6084 (0,0007) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 17,3474 (<0,0001); <600: 31,4500 (<0,0001)
Harpalus picipennis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	8,5896 (0,0034)	22,8176 (<0,0001)	12,2430 (0,0005)	13,6139 (0,0002)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	KIE: 22,8176 (<0,0001)	SSW> KIHN> LITR> TRSS	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	S, F	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
Harpalus pumilus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	38,2624 (<0,0001)	4,7462 (0,0294)	12,2430 (0,0005)	13,6139 (0,0002)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	TRSS: 38,2624 (<0,0001)	SSW> KIHN>LITR> KIE	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	F	n.s.	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
Harpalus rubripes	(Trend: 3,4790; 0,0622) (neg.)	5,7640 (0,0164)	10,7896 (0,0010)	n.s.	34,7806 (<0,0001)	114,8942 (<0,0001)	30,2773 (<0,0001)	43,0407 (<0,0001)	48,3102 (<0,0001)	6,2273 (0,0126)	24,0221 (<0,0001)	22,3497 (<0,0001)	57,6517 (<0,0001)	TRSS: 114,8942 (<0,0001)	SO> SSW> KIHN> LITR> KIE	LH, MIN, LITR, TRSS, (WS, neg.), KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	F, 0-2	n.s.	(Trend: 2,8926; 0,0890) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: 5,1491 (0,0233)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 135,3675 (<0,0001); <600: 15,0611 (<0,0001)	
Harpalus rufipalpis	18,0156 (<0,0001) (neg.)	4,0366 (0,0445)	5,6106 (0,0179)	5,6006 (0,0180)	11,7795 (0,0006)	122,7161 (<0,0001)	20,9426 (<0,0001)	22,9737 (<0,0001)	25,9158 (<0,0001)	n.s.	31,3122 (<0,0001)	n.s.	119,2913 (<0,0001)	TRSS: 122,7161 (<0,0001)	SO> BRAS> SSW> KIH> KIE> OS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS, neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	S, F	11,6074 (0,0007)	n.s.	0-1: 17,7615 (<0,0001); 0-2: 11,1394 (0,0008)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 17,8061 (<0,0001) (neg.); >50: 14,9191 (0,0001) (neg.)	NN<300: 8,1492 (0,0043); <600: 8,5004 (0,0036)	
Harpalus rufipes	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	26,4440 (<0,0001)	24,6064 (<0,0001)	33,6961 (<0,0001)	18,8452 (<0,0001)	13,6492 (0,0002)	n.s.	86,5092 (<0,0001)	11,4598 (0,0007)	14,5869 (0,0001)	BRAS: 86,5092 (<0,0001)	KIE> LITR> TRSS> KIHN> SSW	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	S, F, 0-2	27,1271 (<0,0001)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: (3,6004; 0,0578)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 22,9632 (<0,0001); <600: 28,2550 (<0,0001)	
Harpalus smaragdinus	55,5079 (<0,0001) (neg.)	4,8431 (0,0278)	6,1906 (0,0128)	8,5256 (0,0035)	n.s.	212,5643 (<0,0001)	5,5286 (0,0187)	17,6668 (<0,0001)	19,9148 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	433,4060 (<0,0001)	SO: 433,4060 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW> KIHN> NDW> MIN	NDW, LH, MIN, TRSS, WS, neg., KIE, KIHN, SSW, WBF, SO	S, F, A	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	4,4245 (0,0354)	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 30,5491 (<0,0001); <600: 8,6415 (0,0033)	
Harpalus solitarius	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	19,8548 (<0,0001)	n.s.	10,8503 (0,0010)	BRAS: 19,8548 (<0,0001)	SO	BRAS, SO	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Harpalus tardus	n.s.	6,1847 (0,0129)	6,4041 (0,0114)	n.s.	35,0218 (<0,0001)	60,9382 (<0,0001)	23,1754 (<0,0001)	41,5664 (<0,0001)	46,5142 (<0,0001)	9,0542 (0,0026)	n.s.	n.s.	(Trend: 3,6716; 0,0553)	TRSS: 60,9382 (<0,0001)	SSW>KIHN> LITR> KIE> CPI	LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, (SO)	F, A	n.s.	6,7209 (0,0095) (neg.)	0-1: 6,7043 (0,0096); 0-2: (Trend: 3,2953; 0,0695) (neg.)	<2: 7,2750 (0,0070)	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 102,9687 (<0,0001); <600: 11,0353 (0,0009)	
Masoreus wetterhallii	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	38,2624 (<0,0001)	22,8176 (<0,0001)	52,9049 (<0,0001)	58,3959 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SSW: 58,3959 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 84,2817 (<0,0001); <600: n.s.
Microlestes minutulus	n.s.	6,9109 (0,0086)	7,3457 (0,0067)	n.s.	57,4337 (<0,0001)	47,3083 (<0,0001)	31,4483 (<0,0001)	27,2926 (<0,0001)	30,9976 (<0,0001)	19,1972 (<0,0001)	15,9371 (<0,0001)	n.s.	20,3389 (<0,0001)	LITR: 57,4337 (<0,0001)	TRSS> KIE> SSW> KIHN> CPI	LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, SO	S, F, SR	31,4825 (<0,0001)	n.s.	0-1: 18,3472 (<0,0001); 0-2: 11,9370 (0,00006)	<2: n.s.	<2: 5,3084 (0,0212); >4: n.s.	>30: 10,1906 (0,0014) (neg.); >50: 10,1501 (0,0014) (neg.)	NN<300: n.s.; <600: 14,8958 (0,0001)	
Nebria brevicollis	(Trend: 3,3293; 0,0681) (neg.)	12,3409 (0,0004) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	5,6060 (0,0179) (neg.)	(Trend: 3,3046; 0,0691) (neg.)	6,4516 (0,0111) (neg.)	5,6448 (0,0175) (neg.)	n.s.	18,3171 (<0,0001)	7,7375 (0,0054)	n.s.	BRAS: 18,3171 (<0,0001)	WBF	LH, neg., TRSS: neg., WS, neg., KIE: neg., KIHN: neg., SSW: neg., CPI, BRAS, WBF	Keine	n.s.	n.s.	0-1: 4,0769 (0,0435) (neg.); 0-2: 5,9218 (0,0150) (neg.)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 2,9222; 0,0874) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 9,6219 (0,0019); <600: n.s.	
Nebria salina	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7952; 0,0945)	3,8494 (0,0498)	16,4420 (0,0001)	95,9753 (<0,0001)	35,0388 (<0,0001)	83,3291 (<0,0001)	92,1432 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	13,3837 (0,0003)	TRSS: 95,9753 (<0,0001)	SSW> KIHN> KIE> LITR> SO	NDW, (MIN), LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, SO	S, F	13,2735 (0,0003)	n.s.	0-1: 18,7120 (<0,0001); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 133,6966 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)	
Notiophilus aestuans	n.s.	n.s.	(Trend: 3,3579; 0,0669)	4,6244 (0,0315)	33,8157 (<0,0001)	78,3995 (<0,0001)	68,7577 (<0,0001)	109,0381 (<0,0001)	120,5279 (<0,0001)	n.s.	19,8548 (<0,0001)	n.s.	n.s.	SSW: 120,5279 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR> BRAS	NDW, (MIN), LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 60,5087 (<0,0001); <600: 4,6873 (0,0304)	

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Notiophilus aquaticus	n.s.	n.s.	n.s.	9,1349 (0,0025)	10,3581 (0,0013)	51,7661 (<0,0001)	27,9261 (<0,0001)	53,0623 (<0,0001)	59,3143 (<0,0001)	34,6111 (<0,0001)	6,3562 (0,0117)	28,8183 (<0,0001)	(Trend: 3,0133; 0,0826)	SSW: 59,3143 (<0,0001)	KIHN, TRSS, CPI, WBF, KIE	NDW, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	S, GR, F, SR	67,3448 (<0,0001)	9,1781 (0,0024)	0-1: 10,1567 (0,0014); 0-2: 6,4853 (0,0109)	<2: n.s.	<2: 7,6578 (0,0057); >4: n.s.	>30: n.s.; >50: 5,3033 (0,0213) (neg.)	NN<300: n.s.; <600: n.s.; <8°: 3,1872 (0,0742)	
Notiophilus biguttatus	26,8006 (<0,0001)	33,2441 (<0,0001)	71,4880 (<0,0001)	9,6088 (0,0019) (neg.)	37,9251 (<0,0001)	14,4138 (0,0001)	25,0403 (<0,0001)	27,2681 (<0,0001)	28,7312 (<0,0001)	10,9616 (0,0009)	13,8693 (0,0002)	6,0133 (0,0142)	n.s.	MIN: 71,4880 (<0,0001)	LH> LITR> SSW> KIHN> KIE	NDW: neg., LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	F: 0-2, (A), Sl>50	10,3027 (0,0013)	41,5423 (<0,0001) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: 19,1166 (<0,0001)	(Trend: 2,8061; 0,0939)	4,5640 (0,0327) (neg.)	>30: 22,9761 (<0,0001); >50: 35,5532 (<0,0001)	NN<300: 19,9069 (<0,0001); <600: 12,4112 (0,0004)	
Notiophilus germinyi	n.s.	7,0841 (0,0078)	9,0553 (0,0026)	9,1349 (0,0025)	78,2506 (<0,0001)	200,3265 (<0,0001)	138,4205 (<0,0001)	235,7560 (<0,0001)	260,8512 (<0,0001)	335,2249 (<0,0001)	29,1472 (<0,0001)	26,8183 (<0,0001)	(Trend: 3,0133; 0,0826)	CPI: 335,2249 (<0,0001)	SSW> KIHN> KIE> TRSS> BRAS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, (SO)	S, GR, F, SR	121,8272 (<0,0001)	6,8324 (0,0090)	0-1: 15,2125 (<0,0001); 0-2: 18,9462 (<0,0001)	<2: n.s.	<2: 5,7007 (<0,0170) >4: n.s.	>30: >50: n.s.; <65: 8,4495 (0,0037)	NN<300: 7,4348 (0,0064); <600: 12,6402 (0,0004)	
Notiophilus palustris	5,2763 (0,0216)	n.s.	n.s.	n.s.	45,2848 (<0,0001)	4,0458 (0,0443)	14,5350 (0,0001)	8,6975 (0,0032)	10,5570 (0,0012)	5,5368 (0,0186)	12,1759 (0,0005)	5,0102 (0,0252)	n.s.	LITR: 45,2848 (<0,0001)	KIE> BRAS> SSW> KIHN> WS	LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	F	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 6,9074 (0,0086)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 27,7250 (<0,0001); <600: 26,6736 (<0,0001)	
Olisthopus rotundatus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	n.s.	22,8176 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	256,8540 (<0,0001)	224,9989 (<0,0001)	n.s.	BRAS: 256,8540 (<0,0001)	WBF> KIE> LITR	LITR, KIE, BRAS, WBF	S, F: 0-2	26,6116 (<0,0001)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 4,1386 (0,0419)	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Ophonus azureus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,6047 (0,0179)	n.s.	11,3962 (0,000)	n.s.	n.s.	n.s.	128,2848 (<0,0001)	n.s.	n.s.	BRAS: 128,2848 (<0,0001)	KIE> LITR	LITR, KIE, BRAS	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Ophonus puncticeps	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,2219 (0,0008)	38,2624 (<0,0001)	22,8176 (<0,0001)	52,9049 (<0,0001)	58,3959 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SSW: 58,3959 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
Panagaeus bipustulatus	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7952; 0,0945)	n.s.	16,4420 (<0,0001)	n.s.	6,9032 (0,0086)	n.s.	n.s.	n.s.	100,6852 (<0,0001)	n.s.	n.s.	BRAS: 100,6852 (<0,0001)	LITR> KIE> (MIN)	(MIN), LITR, KIE, BRAS	Keine	n.s.	4,0693 (0,0437) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: (Trend: 2,9681; 0,0849) (neg.); >50: n.s.	NN<300: 31,4549 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)	
Paratychus bistriatus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	6,2115 (0,0127)	5,1165 (0,0237)	n.s.	7,5402 (0,0060)	8,4516 (0,0036)	48,7262 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	CPI: 48,7262 (<0,0001)	SSW> KIHN> LITR> TRSS	LITR, TRSS, KIHN, SSW, CPI	Keine	n.s.	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: n.s.	
Poecilus cupreus	7,4706 (0,0063) (neg.)	6,3880 (0,0115) (neg.)	11,4923 (0,0007) (neg.)	20,5990 (<0,0001)	22,8641 (<0,0001)	24,8688 (<0,0001)	8,5291 (0,0035)	6,9106 (0,0086)	8,8905 (0,0029)	n.s.	10,3570 (0,0013)	n.s.	12,3750 (0,0004)	TRSS: 24,8688 (<0,0001)	LITR> NDW> SO> BRAS> SSW	NDW, LH: neg., MIN: neg., LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	F	n.s.	4,4742 (0,0344)	0-1: (Trend: 3,7277; 0,0535); >4: 4,0046 (0,0454) (neg.)	<2: (Trend: 4,7151; 0,0299) (neg.)	>30: 21,2948 (<0,0001) (neg.); >50: 21,5240 (<0,0001) (neg.)	NN<300: (Trend: 3,4398; 0,0638); <600: 28,9381 (<0,0001)		
Poecilus lepidus	26,5853 (<0,0001) (neg.)	4,0366 (0,0445)	5,6106 (0,0179)	11,6781 (0,0006)	11,7795 (0,0006)	150,6730 (<0,0001)	30,6022 (<0,0001)	22,9737 (<0,0001)	25,9158 (<0,0001)	37,1359 (<0,0001)	77,3782 (<0,0001)	28,7053 (<0,0001)	239,3851 (<0,0001)	SO: 239,3851 (<0,0001)	TRSS> BRAS> CPI> KIE> WBF	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	S, (GR), F: 0- 2, SR	67,0183 (<0,0001)	(Trend:3,7586 ; 0,0525)	0-1: n.s.; 0-2: 10,4225 (0,0012)	<2: n.s.	<2: (Trend: 3,1360; 0,0766)>4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: 8,1492 (0,0043); <600: 11,8369 (0,0006)	
Poecilus versicolor	n.s.	n.s.	n.s.	11,8311 (0,0006)	35,3316 (<0,0001)	3,8813 (0,0488)	30,9832 (<0,0001)	8,4448 (0,0037)	10,2735 (0,0013)	5,4182 (0,0199)	59,0935 (<0,0001)	23,5168 (<0,0001)	n.s.	BRAS: 59,0935 (<0,0001)	LITR> KIE> WBF> SSW> KIHN	NDW, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	S, GR, F	13,9959 (0,0002)	4,3543 (0,0369)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: 4,4176 (0,0356) (neg.)	<2: 7,9024 (0,0049); >4: (Trend: 2,9917; 0,0837) (neg.)	>30: 12,8643 (0,0003) (neg.); >50: 18,7468 (<0,0001) (neg.)	NN<300: (Trend: 3,7222; 0,0537); <600: 5,0584 (0,0245)	
Pterostichus niger	25,5132 (<0,0001)	(Trend: 3,4474; 0,0634) (neg.)	9,0082 (0,0027)	10,6056 (0,0011) (neg.)	13,2134 (0,0003)	n.s.	5,3198 (0,0211)	n.s.	n.s.	14,5646 (0,0001)	10,8299 (0,0010)	4,8333 (0,0279)	5,0435 (0,0247) (neg.)	WS: 25,5132 (<0,0001)	OS> CPI> LITR> BRAS	NDW: neg., (LH: neg.), MIN, LITR, WS, KIE, CPI, BRAS, WBF, SO: neg.	A, SI	n.s.	11,8468 (0,0006) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: n.s.	<2: 21,9416 (<0,0001)	<2: 24,9051 (<0,0001) (neg.); >4: n.s.	>30: 8,0746 (0,0045); >50: 13,7840 (0,0002)	NN<300: n.s.; <600: 17,9868 (<0,0001)	
Pterostichus oblongo-punctatus	84,4404 (<0,0001)	53,3530 (<0,0001)	108,9231 (<0,0001)	49,5607 (<0,0001) (neg.)	28,8574 (<0,0001)	n.s.	8,3519 (0,0039)	n.s.	n.s.	4,3802 (0,0364)	n.s.	12,2947 (0,0005) (neg.)	MIN: 108,9231 (<0,0001)	WS> LH> LITR> KIE> CPI	NDW: neg., LH, MIN, LITR, WS, KIE, CPI, SO: neg.	F: 0-2, A, Sl>50	n.s.	57,8851 (<0,0001) (neg.)	0-1: n.s.; 0-2: 8,2998 (0,0040)	9,1241 (0,0025)	26,7083 (<0,0001) (neg.)	>30: 39,8430 (<0,0001); >50: 55,9150 (<0,0001)	NN<300, <600: n.s.		
Pterostichus quadri-foveolatus	n.s.	4,8431 (0,0278)	6,1906 (0,0128)	8,5256 (0,0035)	62,3425 (<0,0001)	23,1903 (<0,0001)	126,7616 (<0,0001)	33,8813 (<0,0001)	37,8989 (<0,0001)	119,5849 (<0,0001)	419,0387 (<0,0001)	162,7236 (<0,0001)	n.s.	BRAS: 419,0387 (<0,0001)	WBF> KIE> CPI> LITR> SSW	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	S, F: 0-2, SR	33,1948 (<0,0001)	n.s.	0-1: n.s.; 0-2: 13,2076 (0,0003)	<2: 4,1791 (0,0409) (neg.)	<2: 5,7007 (0,0170); >4: n.s.	>30, >50: n.s.	NN<300: n.s.; <600: 8,6415 (0,0033)	
Syntomus foveatus	44,6543 (<0,0001) (neg.)	4,4638 (0,0346)	6,1644 (0,0130)	12,4707 (0,0004)	6,3250 (0,0119)	234,5025 (<0,0001)	18,9983 (<0,0001)	35,2764 (<0,0001)	39,6064 (<0,0001)	n.s.	6,3562 (0,0117)	26,8183 (<0,0001)	375,1180 (<0,0001)	SO: 375,1180 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW> KIHN> WBF	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	S, GR, F, (A), (SR)	80,6195 (<0,0001)	4,5214 (0,0335)	0-1: 25,4501 (<0,0001); 0-2: 12,5377 (0,0004)	<2: (Trend: 3,7725; 0,0592) n.s.	<2: (Trend: 3,7725; 0,0521); >4: n.s.	>30: 5,9799 (0,0145) (neg.); >50: 11,1344 (0,0008) (neg.)	NN<300: 19,3708 (<0,0001); <600: 12,6402 (0,0004)	
Syntomus truncatellus	n.s.	n.s.	n.s.	3,0761 (0,0795)	(Trend: 3,7939; 0,0514)	41,6474 (<0,0001)	9,5135 (0,0020)	24,5404 (<0,0001)	27,2884 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	17,1897 (<0,0001)	TRSS: 41,6474 (<0,0001)	TRSS> KIHN> SSW> KIE	NDW, (LITR), TRSS, KIE, KIHN, SSW, SO	S, F	5,6860 (0,0171)	n.s.	0-1: 8,4008 (0,0038); 0-2: n.s.	<2: n.s.	<2: n.s.; >4: n.s.	>30: 6,2905 (0,0121) (neg.); >50: 3,6753; (0,0552) (neg.)	NN<300: 9,1057 (0,0025); <600: (Trend: 3,1179; 0,0774)	
Trichotichnus nitens	(Trend: 2,7392; 0,0979)	(Trend: 3,1634; 0,0753)	15,4724 (<0,0001)	8,2658 (0,0040) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	15,9371 (<0,0001)	15,2900 (<0,0001)	n.s.	BRAS: 15,9371 (<0,0001)	MIN> WBF> LBW> (LH) (WS)	NDW: neg., (LH), MIN, (WS), BRAS, WBF	A, SI	n.s.	9,6823 (0,0019) (neg.)	2,9505; 0,0859); 0-2: n.s.	<2: 9,0219 (0,0027)	<2: 8,4958 (0,0036) (neg.); >4: (Trend: 2,9784; 0,0844)	>30: 4,2883 (0,0384); >50: 7,3396 (0,0067)	NN<300: n.s.; <600: n.s.	

Tab. A.4.6. Au- und Bruchwälder

Tests auf FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM; selektive Tests auf spezielle Habitate (BSL) und auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes.

Art	Habitat (gruppen)-Affinität	LBW	MIN	FH	FEUES	AB	AW	ALN	ALNS	SQS	HT (Au)	HT (Bruch)	WHI	SAN	BRUS	BRSI	BRU	NM	OM	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Habitat-schlüsselmerkmale	Höchster Feuchte-Wert	Feuchtigkeit
Erläuterung/ Test	Nat. Wald-Standorte (HTS3=1)	Laubwald (LBW=1)	Minerale Standorte (ORG=0)	Feuchthabitate (FH=1)	(min.) Au-/Sumpf (ohne Bruchw.) und nat. Eichenstandorte (HTS2=7)	Au- und Bruchwald (HTB3=4)	Auwald (ohne offene Aue) (HTB2=6)	Bachauwald (Alnion) (HTB1=14)	Bachauwald (Alnion)-Standorte (HTS1=13)	Sumpfwald- und Quellstandorte (HTS1=14)	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA	BRU, OWG, NMO, fallweise NMR	Weichholzaue intakt (HTS1=12)	HTB1=13 (Salicion)	Bruchwald-/NM-Standorte (alle) (HTS2=8)	Bruchwald-/NM-Standorte intakt (HTS1=17)	Bruchwald (HTB1=18) und Bruchwald (alle) (HTB2=8, Werte identisch)	Offene NM (weitgehend intakt) (HTB1=20) und Offene NM (alle) (HTB2=9; ident. Ergebnisse)	Offene Moore (HM, NM), alle	Aggregat höchster Testwertes	(nächsthöchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	Habitat-schlüsselmerkmale	≥3, ≥4, ≥5, und selektiv weitere	
Abax ovalis	23,0485 (<0,0001)	125,0041 (<0,0001)	69,2181 (<0,0001)	20,6361 (<0,0001) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, n.s.; PRF: 6,8067 (0,0091); CRE: n.s.; EE: 9,6176 (0,0019); STA: 3,9514 (0,0468) (neg.)	CEA, OWG: n.s.; NMO: (Trend: 3,1505; 0,0759) (neg.)	n.s.	n.s.	5,4326 (0,0198) (neg.)	5,1757 (0,0229) (neg.)	(Trend: 3,5455; 0,0597) (neg.)	n.s.	22,4029 (<0,0001) (neg.)	LBW: 125,0041 (<0,0001)	MIN> WS> EF> PRF	FH: neg., LBW, MIN, WS, PRF, EF, STA: neg., NMO: neg., BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: (neg.), OM: neg.	Kein	≥3: 7,1862 (0,0073) (neg.); ≥4: 17,3145 (<0,0001) (neg.); ≥5: 16,6369 (<0,0001) (neg.)	
Abax parallelepipedus	73,5092 (<0,0001)	236,8144 (<0,0001)	308,7948 (<0,0001)	63,8962 (<0,0001) (neg.)	42,9341 (<0,0001)	3,9137 (0,0479)	12,0538 (0,0005)	9,3548 (0,0022)	7,1157 (0,0076)	5,9220 (0,0150)	SAL, FRU: n.s.; PRF: 4,1977 (0,0405); CRE: 5,7514 (0,0165); EF: 4,9814 (0,0256); STA: n.s.	CEA: n.s.; OWG: 8,6532 (0,0033) (neg.); NMO: 4,4501 (0,0349) (neg.)	n.s.	n.s.	8,0039 (0,0047) (neg.)	9,1208 (0,0025) (neg.)	4,9352 (0,0263) (neg.)	4,0415; 0,0444 (neg.)	118,6138 (<0,0001) (neg.)	MIN: 308,7948 (<0,0001)	LBW> WS> FEUES> AW> ALN	FH: neg., LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, PRF, CRF, EF, OWG: neg., NMO: neg., BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: neg., NM: neg., OM: neg.	Kein	≥3: 48,0079 (<0,0001) (neg.); ≥4: 61,2774 (<0,0001) (neg.); ≥5: 48,8214 (<0,0001) (neg.)	
Abax parallelus	28,3870 (<0,0001)	107,4146 (<0,0001)	152,4986 (<0,0001)	22,0770 (<0,0001) (neg.)	102,8001 (<0,0001)	(Trend: 3,1350; 0,0766)	11,3814 (0,0007)	10,8048 (0,0010)	13,4205 (0,0002)	n.s.	SAL, FRU: n.s.; PRF: 16,9337 (<0,0001); CRE: (Trend: 3,0356; 0,0815); EF, STA: n.s.	CEA: (Trend: 3,3855; 0,0658) (neg.); OWG: (Trend: 2,7117; 0,0996) (neg.); NMO: 4,6746 (0,0306) (neg.)	5,5581 (0,0184)	n.s.	5,5294 (0,0187) (neg.)	7,0590 (0,0079) (neg.)	6,0618 (0,0138) (neg.)	n.s.	44,1426 (<0,0001) (neg.)	MIN: 152,4986 (<0,0001)	LBW> WS> FEUES> WS> PRF> ALNS	FH: neg., LBW, MIN, WS, FEUES, (AB), AW, ALN, ALNS, PRF, (CRF), CEA: (neg.), OWG: (neg.), NMO: neg., BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: neg., NM: neg., OM: neg.	Kein	≥3: 11,3632 (0,0007) (neg.); ≥4: 16,0845 (<0,0001) (neg.); ≥5: 17,3674 (<0,0001) (neg.)	
Acupalpus dubius	n.s.	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576) (neg.)	4,6087 (0,0318)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 36,2536 (<0,0001)	n.s.	n.s.	10,7614 (0,0010)	11,1009 (0,0009)	n.s.	30,8619 (<0,0001)	12,3766 (0,0004)	NMO: 36,2536 (<0,0001)	NM> OM> BRSI> BRUS> FH	FH, MIN, NEG., NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Acupalpus flavicollis	n.s.	11,6781 (0,0006) (neg.)	22,0399 (<0,0001) (neg.)	22,9350 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 119,2913 (<0,0001)	n.s.	n.s.	33,2232 (<0,0001)	34,3652 (<0,0001)	119,2913	101,0676 (<0,0001)	67,2598 (<0,0001)	NMO: 119,2913 (<0,0001)	NM> OM> BRSI> BRUS> FH	FH, LBW: neg., MIN: neg., NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Acupalpus parvulus	n.s.	3,8494 (0,0498) (neg.)	9,0438 (0,0026) (neg.)	11,5603 (0,0007)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 57,4084 (<0,0001)	n.s.	n.s.	16,5141 (<0,0001)	17,0579 (<0,0001)	n.s.	48,7551 (<0,0001)	31,0447 (<0,0001)	NMO: 57,4084 (<0,0001)	NM> OM> BRSI> BRUS> FH	FH, LBW: neg., MIN: neg., NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	≥(5)	≥3, 4: n.s.; ≥5: (Trend: 3,1794; 0,0746)	
Agonum emarginatum	n.s.	24,1021 (<0,0001)	4,4871 (0,0342) (neg.)	46,3377 (<0,0001)	41,2772 (<0,0001)	93,5837 (<0,0001)	15,0050 (0,0001)	29,2348 (<0,0001)	32,0886 (<0,0001)	n.s.	SAL, FRU: n.s.; PRF: 6,5679 (0,0104); CRE: n.s.; EE: 5,5854 (0,0181); STA: 44,3088 (<0,0001);	CEA: 237,6387 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	133,5031 (<0,0001)	119,3914 (<0,0001)	155,0037 (<0,0001)	(Trend: 3,1224; 0,0772)	n.s.	CEA: 237,6387 (<0,0001)	BRU> BRUS> BRSI> AB> FH	FH, LBW, MIN: neg., FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, PRF, EF, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥3	≥3: 6,6626 (0,0098); ≥4, 5: n.s.; 3-6: 6,6626 (0,0098)	
Agonum fuliginosum	n.s.	n.s.	114,7098 (<0,0001) (neg.)	124,1666 (<0,0001)	(Trend: 3,3767; 0,0661)	73,0605 (<0,0001)	22,5581 (<0,0001)	29,5197 (<0,0001)	24,2363 (<0,0001)	5,6564 (0,0174)	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA: 44,3971 (<0,0001)	CEA: 44,3971 (<0,0001); OWG: 30,0060 (<0,0001); NMO: 60,6767 (<0,0001)	n.s.	n.s.	132,2167 (<0,0001)	137,3398 (<0,0001)	74,6448 (<0,0001)	60,4840 (<0,0001)	22,8537 (<0,0001)	BRSI: 137,3398 (<0,0001)	BRUS> FH> ORG> BRU> AB	FH, MIN: neg., (FEUES), AB, AW, ALN, ALNS, SQS, STA, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	≥3: 18,9818 (<0,0001); ≥4: 45,1421 (<0,0001); ≥5: 53,1193 (<0,0001); 5-6: 53,1193 (<0,0001)	
Agonum gracile	n.s.	n.s.	12,9690 (0,0003) (neg.)	17,0563 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA: 4,3110 (0,0379); OWG: 11,2014 (0,0008); NMO: 26,9172 (<0,0001)	n.s.	n.s.	33,2129 (<0,0001)	34,3066 (<0,0001)	13,1414 (0,0003)	22,5790 (<0,0001)	10,9627 (0,0009)	BRSI: 34,3066 (<0,0001)	BRUS> NM> BRU> ORG	FH, MIN: neg., CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Agonum lugens	n.s.	n.s.	7,2270 (0,0072) (neg.)	(Trend: 3,7989; 0,0513)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA: 13,4140 (0,0002); OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	4,4739 (0,0344)	4,6416 (0,0312)	8,6170 (0,0033)	n.s.	4,3558 (0,0369)	CEA: 13,4140 (0,0002)	BRU> ORG> BRSI> BRUS> (FH)	(FH), MIN: neg., CEA, BRUS, BRSI, BRU, OM	n.t.	n.t.	
Agonum micans	n.s.	14,8144 (0,0001)	(Trend: 3,8277; 0,0504)	37,4512 (<0,0001)	70,7284 (<0,0001)	137,0931 (<0,0001)	136,3339 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 355,9446 (<0,0001); FRU: 26,8183 (<0,0001); PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA: 11,7310 (0,0006); OWG, NMO: n.s.	426,1416 (<0,0001)	495,9043 (<0,0001)	(Trend: 2,9328; 0,0868)	(Trend: 3,0905; 0,0787)	6,9513 (0,0084)	n.s.	n.s.	SAN: 495,9043 (<0,0001)	WHI> SAL> AB> AW> FEUES	FH, LBW, (MIN) FEUES, AB, AW, SAL, FRU, CEA, WHI, SAN, (BRUS), (BRSI), BRU	≥5	≥3: n.s.; ≥4: 5,2985 (0,0213); ≥5: 9,5848 (0,0020); 5-6: 9,5848 (0,0020)	
Agonum moestum agg.	n.s.	11,5539 (0,0007)	n.s.	29,0222 (<0,0001)	36,2962 (<0,0001)	102,3587 (<0,0001)	72,2352 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 182,8901 (<0,0001); FRU: 36,2536 (<0,0001); PRF: n.s.; CRE, EF, STA: n.s.	CEA: n.s.; OWG: 92,8929 (<0,0001); NMO: n.s.	211,3233 (<0,0001)	246,3870 (<0,0001)	13,5421 (0,0002)	14,0498 (0,0002)	26,0828 (<0,0001)	n.s.	n.s.	SAN: 246,3870 (<0,0001)	WHI> SAL> AB> OWG> AW	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, CRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	≥3: n.s.; ≥4: (Trend: 3,537; 0,0605); ≥5: 6,3743 (0,0116)	
Agonum moestum (agg.)_SUM	n.s.	36,0507 (<0,0001)	n.s.	74,0512 (<0,0001)	74,3982 (<0,0001)	182,1692 (<0,0001)	57,3254 (<0,0001)	24,9728 (<0,0001)	22,0135 (<0,0001)	3,8841 (0,0487)	SAL: 35,6920 (<0,0001); FRU: 7,0751 (0,0078); PRF: 4,4081 (0,0358); CRE: n.s.; EE: (Trend: 3,6617; 0,0557); STA: 32,2066 (<0,0001)	CEA: 180,4485 (<0,0001); OWG: 17,4934 (<0,0001); NMO: n.s.	38,0081 (<0,0001)	46,1897 (<0,0001)	144,6392 (<0,0001)	132,3401 (<0,0001)	182,6604 (<0,0001)	n.s.	n.s.	BRU: 182,6604 (<0,0001)	AB> CEA> BRUS> BRSI> FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, (EF), STA, CEA, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	≥3: 7,7263 (0,0054); ≥4: (Trend: 3,7739; 0,0521); ≥5: 4,3993 (0,0360); 3-6: 7,7263 (0,0054)	

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Agonum muelleri	n.s.	n.s.	n.s.	9,5026 (0,0021)	12,6081 (0,0004)	35,6122 (<0,0001)	24,8802 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 118,1233 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: n.s.; OWG: 40,3693 (<0,0001); NMO: n.s.	90,5228 (<0,0001)	106,9217 (<0,0001)	8,6952 (0,0032)	9,1022 (0,0026)	9,3462 (0,0022)	n.s.	n.s.	SAL: 118,1233 (<0,0001)	SAN> WHI> OWG> AB> AW	FH, FEUES, AB, AW, SAL, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Agonum piceum	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	8,4260 (0,0037)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: 59,3323 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: n.s.	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	40,1353 (<0,0001)	n.s.	n.s.	CEA: 59,3323 (<0,0001)	BRU> BRSI> BRUS> AB	AB, CEA, BRUS, BRSI, BRU	n.t.	n.t.	
Agonum thoreyi	n.s.	n.s.	9,0438 (0,0026) (neg.)	5,8772 (0,0153)	n.s.	4,5725 (0,0325)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: 10,3647 (0,0013); OWG: 24,1873 (<0,0001); NMO: n.s.	n.s.	n.s.	40,0339 (<0,0001)	41,2614 (<0,0001)	29,8829 (<0,0001)	11,2267 (0,0008)	(Trend: 2,8469; 0,0915)	BRSI: 41,2614 (<0,0001)	BRUS> BRU> OWG> NM> CEA	MIN: neg., AB, CEA, OWG, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	n.t.	n.t.	
Agonum viduum	n.s.	n.s.	6,4461 (0,0111) (neg.)	18,4149 (<0,0001)	(Trend: 2,8772; 0,0898)	10,7719 (0,0010)	8,9503 (0,0028)	7,7714 (0,0053)	5,4195 (0,0199)	n.s.	SAL: 5,2299 (0,0222); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.; STA: 15,2273 (0,0001)	CEA: (Trend: 2,9420; 0,0863); OWG: n.s.; NMO: 4,0795 (0,0434); NMR: n.s.	n.s.	n.s.	4,2842 (0,0385)	4,4847 (0,0342)	n.s.	(Trend: 3,2652; 0,0708)	11,4119 (0,0007)	FH: 18,4149 (<0,0001)	OM> AB> AW> ALN> MIN	FH, MIN: neg., (FEUES), AB, AW, ALN, ALNS, SAL, STA, (CEA), NMO, BRUS, BRSI, (NM), OM	(≥5)	≥3, ≥4: n.s.; ≥5: (Trend: 3,1794; 0,0746)	
Amara aulica	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	4,1401 (0,0419)	6,5645 (0,0104)	9,3467 (0,0022)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 20,9679 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	8,6170 (0,0033)	10,2383 (0,0014)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 20,9679 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Amara communis (s.str.)	n.s.	n.s.	4,2910 (0,0383) (neg.)	5,8772 (0,0153)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG: n.s.; NMO: 13,3837 (0,0003); NMR: n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,2410; 0,0718)	(Trend: 3,3736; 0,0662)	n.s.	11,2267 (0,0008)	18,2923 (<0,0001)	OM: 18,2923 (<0,0001)	NMO> NM> FH	FH, MIN: neg., NMO, (BRUS), (BRSI), NM, OM	Kein	≥3: (Trend: 3,1878; 0,0742) (neg.); ≥4, ≥5: n.s.	
Amara communis agg._SUM	n.s.	6,5078 (0,0107)	n.s.	n.s.	60,6065 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: n.s.; FRU: 4,4265 (0,0354); PRF, CRE: n.s.; EF: 5,9887 (0,0144); STA: n.s.	CEA: OWG: n.s.; NMO: 4,2400 (0,0395); NMR: n.s.	10,1788 (0,0014)	7,8898 (0,0050)	(Trend: 2,9343; 0,0867)	(Trend: 3,1952; 0,0739)	n.s.	(Trend: 3,0420; 0,0811)	n.s.	FEUES: 60,6065 (<0,0001)	WHI> SAN> LBW> EF> FRU	LBW, FEUES, FRU, EF, NMO, WHI, SAN, (BRUS), (BRSI), (NM)	Kein	≥3: 13,4590 (0,0002) (neg.); ≥4: 8,5094 (0,0035) (neg.); ≥5: 5,9770 (0,0145) (neg.)	
Amara schimperii	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.	
Amara similata	n.s.	4,5897 (0,0322)	10,1216 (0,0015)	n.s.	11,7414 (0,0006)	(Trend: 3,0744; 0,0795)	5,7682 (0,0163)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 12,4263 (0,0004); FRU: 18,2055 (<0,0001); PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	22,2379 (<0,0001)	26,8132 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAN: 26,8132 (<0,0001)	WHI> FRU> SAL> FEUES> MIN	LBW, MIN, FEUES, (AB), AW, SAL, FRU, WHI, SAN	kein	≥3: 6,4386 (0,0112) (neg.); ≥4, 5: n.s.	
Anchomenus dorsalis	n.s.	n.s.	6,7610 (0,0093)	4,5215 (0,0335)	27,0029 (<0,0001)	29,1695 (<0,0001)	40,6921 (<0,0001)	2,8862 (0,0893)	n.s.	n.s.	SAL: 63,4680 (<0,0001); FRU: n.s.; PRF: 6,6433 (0,0100); CRE: n.s.; EF: 5,8065 (0,0160); STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	78,8378 (<0,0001)	92,5220 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAN: 92,5220 (<0,0001)	WHI> SAL> AW> AB> FEUES	FH, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, SAL, PRF, EF, WHI, SAN	Kein	≥3: 4,0488 (0,0442) (neg.); ≥4, 5: n.s.	
Asaphidion austriacum	n.s.	11,8733 (0,0006)	5,0538 (0,0246)	20,9015 (<0,0001)	54,1235 (<0,0001)	76,5117 (<0,0001)	101,9610 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 246,3615 (<0,0001); FRU: 48,8353 (<0,0001); PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	364,4465 (<0,0001)	332,7656 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	WHI: 364,4465 (<0,0001)	SAN> SAL> AW> AB> FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, SAL, FRU, WHI, SAN	n.t.	n.t.	
Asaphidion flavipes	n.s.	n.s.	n.s.	4,6087 (0,0318)	11,9341 (0,0006)	16,8707 (<0,0001)	22,4822 (<0,0001)	7,5861 (0,0059)	n.s.	23,6736 (<0,0001)	n.s.	SAL: 34,8025 (<0,0001); FRU: PRF, CRE: n.s.; EF: 43,8025 (<0,0001); STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	19,1002 (<0,0001)	22,3497 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	EF: 43,8025 (<0,0001)	SAL> AW> SAN> WHI> AB	FH, FEUES, AB, AW, ALN, SQS, SAL, FRU, PRF, EF, WHI, SAN	n.t.	n.t./KV.
Asaphidion flavipes SUM	n.s.	18,5734 (<0,0001)	7,9056 (0,0049)	20,6654 (<0,0001)	58,7691 (<0,0001)	84,4852 (<0,0001)	113,7249 (<0,0001)	6,8783 (0,0087)	n.s.	n.s.	SAL: 226,5888 (<0,0001); FRU: 30,8619 (<0,0001); PRF: 5,4519 (0,0195); CRE: n.s.; EF: 4,7370 (0,0295); STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	285,0930 (<0,0001)	267,2409 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	WHI: 285,0930 (<0,0001)	SAN> SAL> AW> AB> FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, SAL, FRU, PRF, EF, WHI, SAN	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Badister bullatus	n.s.	n.s.	3,9219 (0,0477)	n.s.	10,4773 (0,0012)	7,7242 (0,0054)	11,2834 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 112,4103 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	48,5498 (<0,0001)	56,9487 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 112,4103 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> FEUES >AB	MIN, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	(2)	≥3, ≥4, ≥5: n.s.; 2: (Trend: 2,7958; 0,0945)	
Badister dilatatus	n.s.	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576) (neg.)	4,6087 (0,0318)	n.s.	16,8707 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: 118,7962 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	46,9688 (<0,0001)	48,3291 (<0,0001)	80,3596 (<0,0001)	n.s.	n.s.	CEA: 118,7962 (<0,0001)	BRU> BRSI> BRUS> AB> FH	FH, MIN: neg., AB, CEA, BRUS, BRSI, BRU	≥5	≥3: n.s.; ≥4: (Trend: 3,5237; 0,0605); ≥5: 6,3743 (0,0116)	
Badister lacertosus	n.s.	32,2019 (<0,0001)	5,7937 (0,0161)	15,4283 (<0,0001)	54,7422 (<0,0001)	81,5942 (<0,0001)	69,3550 (<0,0001)	17,8852 (<0,0001)	21,5940 (<0,0001)	n.s.	SAL: 54,9685 (<0,0001); FRU: PRF: n.s.; CRE: (Trend: 3,6927; 0,0547); EF: n.s.; STA: 34,0291 (<0,0001);	CEA: 17,7564 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	74,2060 (0,0001)	87,7707 (<0,0001)	4,4392 (0,0351)	4,6780 (0,0306)	10,5218 (0,0012)	n.s.	3,9929 (0,0457) (neg.)	SAN: 87,7707 (<0,0001)	AB> WHI> AW> FEUES> SAL	FH, LBW, MIN: FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, (CRF), STA, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, OM: neg.	≥5	≥3: (Trend: 2,7634; 0,0964); ≥4: n.s.; ≥5: 4,3993 (0,0360); 3-6: (Trend: 2,7634; 0,0964)	
Badister meridionalis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: OWG, NMO: n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.	
Badister peltatus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	8,4260 (0,0037)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA: 59,3323 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	40,1353 (<0,0001)	n.s.	n.s.	CEA: 59,3323 (<0,0001)	BRU> BRSI> BRUS> AB	AB, CEA, BRUS, BRSI, BRU	≥(5)	≥3, ≥4, ≥5: (Trend: 3,1794; 0,0746).	
Badister sodalis	n.s.	18,1731 (<0,0001)	n.s.	22,2161 (<0,0001)	27,7941 (<0,0001)	65,6445 (<0,0001)	25,0901 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 3,4326; 0,0639)	n.s.	SAL: 43,3321 (<0,0001); FRU: n.s.; PRF: 4,1977 (0,0405); CRE, EF, STA: n.s.	CEA: 81,7788 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: (Trend: 2,7444; 0,0976)	53,1084 (<0,0001)	62,8025 (<0,0001)	42,9687 (<0,0001)	44,4247 (<0,0001)	53,1084 (<0,0001)	n.s.	n.s.	CEA: 81,7788 (<0,0001)	AB> SAN> BRU> WHI> BRSI	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, PRF, CEA, (NMO) WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	≥3: 4,5669 (0,0326); ≥4: 10,9933 (0,0009); ≥5: 9,2027 (0,0024)	
Badister unipustulatus	n.s.	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576) (neg.)	4,6087 (0,0318)	n.s.	16,8707 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, n.s.; STA: 39,8370 (<0,0001);	CEA: 118,7962 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: n.s.	n.s.	n.s.	46,9688 (<0,0001)	48,3291 (<0,0001)	80,3596 (<0,0001)	n.s.	n.s.	CEA: 118,7962 (<0,0001)	BRU> BRSI> BRUS> STA> AB	FH, MIN: neg., AB, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU	≥5	≥3: n.s.; ≥4: (Trend: 3,5237; 0,0605); ≥5: 6,3743 (0,0116)	
Bembidion biguttatum	n.s.	19,4310 (<0,0001)	4,3054 (0,0380)	26,1039 (<0,0001)	66,7108 (<0,0001)	83,7565 (<0,0001)	68,5621 (<0,0001)	13,7474 (0,0002)	25,8697 (<0,0001)	n.s.	SAL: 63,2616 (<0,0001); FRU: 20,0801 (<0,0001); PRF: (Trend: 3,0941; 0,0786); CRE, EF: n.s.; STA: 39,8370 (<0,0001);	CEA: 21,0054 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	86,4532 (<0,0001)	101,9188 (<0,0001)	5,6902 (0,0171)	5,9690 (0,0146)	12,7193 (0,0004)	n.s.	(Trend: 3,4819; 0,0620) (neg.)	SAN: 101,9188 (<0,0001)	WHI> AB> AW> FEUES> SAL	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, (PRF), STA, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, (OM: neg.)	≥5	≥3: (Trend: 3,5345; 0,0601); ≥4: (Trend: 3,7950; 0,0514); ≥5: 8,7997 (0,0030); 3-6: (Trend: 3,5345; 0,0601)	
Bembidion bruxellense	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	17,0989 (<0,0001)	27,2802 (<0,0001)	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRE, EF, n.s.; STA: 59,3323 (<0,0001);	CEA: OWG, NMO, NMR: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	STA: 59,3323 (<0,0001)	ALNS> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, STA	n.t.	n.t.	

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Bembidion cruciatum bualei	n.s.	n.s.	n.s.	4,6087 (0,0318)	11,9341 (0,0006)	16,8707 (<0,0001)	22,4822 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 179,1965 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	80,3596 (<0,0001)	93,3645 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 179,1965 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FH, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion decoratum	n.s.	7,8891 (0,0050)	(Trend: 3,3579; 0,0669)	13,8878 (0,0002)	35,9618 (<0,0001)	50,8374 (<0,0001)	67,7469 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 373,3129 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	46,3590 (<0,0001)	281,3410 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 373,3129 (<0,0001)	SAN> AW> AB> WHI> FEUES	FH, LBW, (MIN), FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion decorum	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: n.s.; FRU: 451,4994 (<0,0001); PRF: CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	FRU: 451,4994 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB	FEUES, AB, AW, FRU, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion deletum	n.s.	5,2291 (0,0222)	9,6321 (0,0019)	n.s.	20,9235 (<0,0001)	24,2376 (<0,0001)	34,8351 (<0,0001)	27,3738 (<0,0001)	10,0983 (0,0015)	41,1856 (<0,0001)	SAL: (Trend: 3,6129; 0,0573); FRU: PRF, n.s.; CRF: 27,2373 (<0,0001); EF: 43,3321 (<0,0001); STA: n.s.	CEA, OWG; n.s.; NMQ, KV	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	k.V.	EF: 43,3321 (<0,0001)	SQS> AW> ALN> CRF> AB	LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SOS, (SAL), CRF, EF	≥4	≥3: n.s.; ≥4: 4,9212 (0,0265); ≥5: n.s.; 4-6: 4,9212 (0,0265)
Bembidion dentellum	n.s.	n.s.	n.s.	4,6087 (0,0318)	11,9341 (0,0006)	16,8707 (<0,0001)	22,4822 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 179,1965 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	80,3596 (<0,0001)	93,3645 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 179,1965 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FH, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion femoratum	8,2956 (0,0040) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	4,1401 (0,0419)	6,5645 (0,0104)	9,3467 (0,0022)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 87,7997 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	38,2853 (<0,0001)	44,7986 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 87,7997 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	WS: neg. FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion guttula	n.s.	(Trend: 3,5937; 0,0580)	n.s.	18,4149 (<0,0001)	10,8146 (0,0010)	36,0286 (<0,0001)	16,0861 (<0,0001)	7,7714 (0,0053)	5,4195 (0,0199)	n.s.	SAL: 5,2299 (0,0222); FRU: 33,3503 (<0,0001); PRF: 6,0011 (0,0143); CRF: EF: n.s.; STA: (Trend: 2,9420; 0,0863)	CEA: 15,2273 (<0,0001); OWG: 8,2156 (0,0042); NMQ: 4,0795 (0,0434)	9,3172 (0,0023)	11,3098 (0,0008)	39,6894 (<0,0001)	41,0076 (<0,0001)	23,6721 (<0,0001)	16,5604 (<0,0001)	n.s.	BRSI: 41,0076 (<0,0001)	BRUS> AB> FRU> BRU> FH	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, (STA), CEA, OWG, NMQ, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	Kein	≥3, 4, 5: n.s.; 3-6: n.s.
Bembidion illigeri	n.s.	n.s.	n.s.	4,6087 (0,0318)	n.s.	(Trend: 3,2750; 0,0703)	4,6630 (0,0308)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 43,8025 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	19,1002 (<0,0001)	22,3497 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 43,8025 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> (AB)	(AB), AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion lampros	n.s.	n.s.	11,9549 (0,0005)	n.s.	18,5276 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: (Trend: 3,3165; 0,0686); FRU: 30,3529 (<0,0001); PRF: CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ, NMR; n.s.	25,4772 (<0,0001)	21,5209 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	FRU: 30,3529 (<0,0001)	WHI> SAN> FEUES> MIN	MIN, FEUES, (SAL), FRU, WHI, SAN	Kein	≥3: 7,7855 (0,0053) (neg.); ≥4: 6,3050 (0,0120) (neg.); ≥5: 4,6672 (0,0307) (neg.)
Bembidion lunulatum	n.s.	n.s.	n.s.	18,4149 (<0,0001)	16,6849 (<0,0001)	10,7719 (0,0010)	16,0861 (<0,0001)	7,7714 (0,0053)	5,4195 (0,0199)	n.s.	SAL: 24,5807 (<0,0001); FRU: PRF, CRF: n.s.; EF: 5,2299 (0,0222); STA: 15,2273 (<0,0001)	CEA, OWG; n.s.; NMQ: 4,0795 (0,0434)	9,3172 (0,0023)	11,3098 (0,0008)	4,2842 (0,0385)	4,4847 (0,0342)	n.s.	16,5604 (<0,0001)	6,6128 (0,0101)	SAL: 24,5807 (<0,0001)	FEUES> NM> AW> STA> SAN	FH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, EF, STA, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, NM, OM	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.
Bembidion mannerheimii	4,7701 (0,0290)	11,3939 (0,0007)	n.s.	24,5853 (<0,0001)	49,9421 (<0,0001)	41,5066 (<0,0001)	11,8456 (<0,0001)	18,2695 (<0,0001)	19,3559 (<0,0001)	5,0978 (0,0240)	SAL: FRU, PRF: n.s.; CRF: 8,0561 (0,0045); EF: n.s.; STA: 25,1958 (<0,0001)	CEA: 73,5108 (<0,0001); OWG: n.s.; NMQ: (Trend: 3,3756; 0,0662)	n.s.	n.s.	38,4466 (<0,0001)	39,9654 (<0,0001)	45,6681 (<0,0001)	n.s.	CEA: 73,5108 (<0,0001)	FEUES> BRU> AB> BRSI> BRUS	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SOS, CRF, STA, CEA, NMO, BRUS, BRSI, BRU	≥(5)	≥3: 7,1931 (0,0073) (neg.); ≥4: 4,9003 (0,0269); ≥5: (Trend: 2,8362; 0,0922)	
Bembidion monticola	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	0,146)	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion obliquum	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion properans	n.s.	n.s.	5,0607 (0,0245)	n.s.	14,6532 (<0,0001)	15,5700 (<0,0001)	22,7444 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 53,6852 (<0,0001); FRU: 30,8619 (<0,0001); PRF: CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG; n.s.; NMQ: (Trend: 3,6716; 0,0553)	97,8634 (<0,0001)	114,7932 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,9188; 0,0876)	n.s.	SAN: 114,7932 (<0,0001)	WHI> SAL> FRU> AW> AB	MIN, FEUES, AB, AW, SAL, FRU, (NMO), WHI, SAN, (NM)	Kein	≥3, 4, 5: n.s.
Bembidion punctulatum	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI	n.t.	n.t.
Bembidion schueppellii	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	6,9208 (0,0085)	17,9210 (<0,0001)	25,3341 (<0,0001)	33,7607 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 118,2629 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	120,6732 (<0,0001)	140,2021 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAN: 140,2021 (<0,0001)	WHI> SAL> AW> AB> FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Bembidion tetracolum	n.s.	16,8382 (<0,0001)	9,0553 (0,0026)	31,0350 (<0,0001)	83,3364 (<0,0001)	118,5908 (<0,0001)	158,6669 (<0,0001)	5,4473 (0,0196)	Trend: 3,8298; 0,0503)	n.s.	SAL: 270,7614 (<0,0001); FRU: 26,8183 (<0,0001); PRF: 4,5624 (0,0327); CRF: n.s.; EF: 3,9395 (0,0472); STA: n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	361,2367 (<0,0001)	420,6776 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAN: 420,6776 (<0,0001)	WHI> SAL> AW> AB> FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, WHI, SAN	≥5	≥3: n.s.; >4: (Trend: 3,5237; 0,0605); ≥5: 6,3743 (0,0116)
Bembidion tibiale	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	n.s.	6,6833 (0,0097)	9,9616 (0,0016)	13,6968 (0,0002)	21,5310 (<0,0001)	35,1288 (0,0001)	n.s.	SAL: FRU, PRF: n.s.; CRF: 41,5292 (<0,0001); EF: n.s.; STA: 18,5061 (<0,0001)	CEA, OWG; n.s.; NMQ, KV	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	k.V.	CRF: 41,5292 (<0,0001)	ALNS> ALN> STA> AW> AB	LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, CRF, STA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥(4)	≥3: n.s.; ≥4: (Trend: 3,5237; 0,0605); ≥5: n.s.; 4-6: (Trend: 3,5237; 0,0605)
Bembidion varium	n.s.	n.s.	n.s.	4,6087 (0,0318)	n.s.	16,8707 (<0,0001)	4,6630 (0,0308)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 43,8025 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA: 28,7053 (<0,0001); OWG, NMQ; n.s.	19,1002 (<0,0001)	22,3497 (<0,0001)	10,7614 (0,0010)	11,1009 (0,0009)	19,1002 (<0,0001)	n.s.	n.s.	SAL: 43,8025 (<0,0001)	CEA> SAN> WHI> BRU> AB	FH, AB, AW, SAL, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	n.t.	n.t.
Bembidion incognitum	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA; n.s.	CEA, OWG, NMQ; n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI	n.t.	n.t.
Carabus coriaceus	26,3809 (<0,0001)	98,1352 (<0,0001)	94,7462 (<0,0001)	20,6962 (<0,0001) (neg.)	14,9054 (0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	4,3068 (0,0380)	SAL: FRU, PRF, CRF: n.s.; EF: 19,0655 (<0,0001); STA: n.s.	CEA: n.s.; OWG: (Trend: 2,7718; 0,0959) (neg.); NMQ; n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	37,0971 (<0,0001) (neg.)	LBW: 98,1352 (<0,0001)	MIN> WS> EF> FEUES> SOS	FH: neg. LBW, MIN, WS, FEUES, SOS, EF, OWG: neg., OM: neg.	Kein	≥3: 19,3782 (<0,0001) (neg.); ≥4: 22,6203 (<0,0001) (neg.); ≥5: 17,0531 (<0,0001) (neg.)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Carabus granulatus	4,9140 (0,0266)	55,0184 (<0,0001)	n.s.	87,5599 (<0,0001)	115,5199 (<0,0001)	200,5005 (<0,0001)	128,4714 (<0,0001)	51,7522 (<0,0001)	46,7331 (<0,0001)	(Trend: 3,6430; 0,0563)	SAL: 44,2146 (<0,0001); FRU: n.s.; PRF: 6,2337 (0,0125); CRE: (Trend: 3,1110; 0,0778); EE: 11,3130 (0,0008); STA: 46,5322 (<0,0001);	CEA: 90,4770 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: 15,1230 (0,0001)	66,3446 (<0,0001)	66,8113 (<0,0001)	91,7095 (<0,0001)	84,1180 (<0,0001)	66,3446 (<0,0001)	19,0076 (<0,0001)	n.s.	AB: 200,5005 (<0,0001)	AW> FEUES-> BRUS> CEA-> FH	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, (SQS), SAL, PRF, (CRF), EF, STA, CEA, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥5	≥3: 4,4515 (0,0349); ≥4: 8,7942 (0,0030); ≥5: 10,6301 (0,0011); 3,5-6: 10,1075 (0,0015)	
Carabus hortensis	15,0781 (0,0001)	35,3720 (<0,0001)	18,4861 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,2621 (0,0218)	SAL, FRU, PRF, CRE: n.s.; EE: 16,9009 (<0,0001); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	9,4339 (0,0021) (neg.)	LBW: 35,3720 (<0,0001)	MIN> EF-> WS> SQS	LBW, MIN, WS, EF, OM: neg.	Kein	≥3: 17,1695 (<0,0001) (neg.); ≥4: 16,8452 (<0,0001) (neg.); ≥5: 13,4367 (0,0002) (neg.);	
Carabus nemoralis	38,8504 (<0,0001)	139,8400 (<0,0001)	185,5730 (<0,0001)	42,1929 (<0,0001) (neg.)	48,5013 (<0,0001)	n.s.	4,6100 (0,0318)	(Trend: 3,4517; 0,0632)	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE: n.s.; EE: 10,6572 (0,0011); STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: (Trend: 3,1474; 0,0760) (neg.)	(Trend: 3,3234; 0,0683)	(Trend: 3,7623; 0,05 24)	4,4557 (0,0348) (neg.)	4,0878 (0,0432) (neg.)	n.s.	4,0584 (0,0440) (neg.)	62,4758 (<0,0001) (neg.)	MIN: 185,5730 (<0,0001)	LBW> FEUES> WS-> EF> AW	FH: neg., LBW, MIN, WS, FEUES, AW, (ALN), EF, NMO: (WHI), (WHI), (SAN), BRUS: neg., BRSI: neg., NM: neg., OM: neg.	Kein	≥3: 18,2752 (<0,0001) (neg.); ≥4: 18,8552 (<0,0001) (neg.); ≥5: 18,8943 (<0,0001) (neg.)	
Carabus variolosus	n.s.	6,5669 (0,0104)	2,7952 (0,0945)	11,5603 (0,0007)	29,9348 (<0,0001)	42,3174 (<0,0001)	56,3930 (<0,0001)	85,8750 (<0,0001)	n.s.	247,4799 (<0,0001)	SAL, FRU, PRF, CRE: n.s.; EE: 449,4861 (<0,0001); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	k.V.	k.V.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	EF: 449,4861 (<0,0001)	SQS> ALN-> AW> AB-> FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, SQS, EF	n.t.	n.t.	
Chlaenius nigricornis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 74,4157 (<0,0001)	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMO: 74,4157 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Chlaenius vestitus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAN: 46,6305 (<0,0001)	WHI> AW-> AB> FEUES	FEUES, AB, AW, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Clivina collaris	n.s.	(Trend: 3,2895; 0,0697)	n.s.	18,5584 (<0,0001)	24,0895 (<0,0001)	35,2463 (<0,0001)	47,9418 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 278,0986 (<0,0001); PRF: n.s.; STA: 69,2067 (<0,0001)	CEA, OWG: n.s.; NMO: 7,6921 (0,0055)	179,0057	208,4608 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	6,3490 (0,0117)	n.s.	SAL: 278, 0986 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB-> FEUES	FH, (LBW), FEUES, AB, AW, SAL, NMO, WHI, SAN, NM	n.t.	n.t.	
Clivina fossor	n.s.	17,6937 (<0,0001)	n.s.	36,7522 (<0,0001)	58,4475 (<0,0001)	99,7334 (<0,0001)	79,1927 (<0,0001)	20,9614 (<0,0001)	27,0802 (<0,0001)	n.s.	SAL: 45,8797 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF: n.s.; STA: 69,2067 (<0,0001)	CEA: 28,2310 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	83,1392 (<0,0001)	98,3918 (<0,0001)	13,9457 (0,0002)	14,5477 (0,0001)	17,0945 (<0,0001)	n.s.	n.s.	AB: 99,7334 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> FEUES> SAL	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, STA, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	≥3: n.s.; ≥4: 9,2394 (0,0024); ≥5: 11,6562 (0,0006); 5- 6: 11,6562 (0,0006)	
Cychrus attenuatus	17,7002 (<0,0001)	90,5441 (<0,0001)	96,4016 (<0,0001)	56,7909 (<0,0001) (neg.)	8,7791 (0,0030) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU: n.s.; PRF: 4,0180 (0,0450); CRE: EE, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: (Trend: 2,7760; 0,0957) (neg.)	n.s.	n.s.	6,4310 (0,0112) (neg.)	6,1910 (0,0128) (neg.)	(Trend: 2,9371; (0,0866) (neg.)	(Trend: 3,2459; 0,0716) (neg.)	33,4188 (<0,0001) (neg.)	MIN: 96,4016 (<0,0001)	LBW> WS-> PRF	FH: neg., LBW, MIN, WS, FEUES: neg, PRF, NMO (neg.), BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: neg., NM: neg., OM: neg.	Kein	≥3: n.s.; ≥4: 13,7955 (0,0002) (neg.); ≥5: 19,1619 (<0,0001) (neg.)	
Demetrias atricapillus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMR: 904,0000 (<0,0001)	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMR: 904,0000 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMR, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Demetrias imperialis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMR: 904,0000 (<0,0001)	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMR: 904,0000 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMR, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Dromius longiceps	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: 74,4157 (<0,0001); NMR: n.s.	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMR: 904,0000 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMR, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Dyschirius aeneus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 74,4157 (<0,0001)	n.s.	n.s.	6,4180 (0,0113)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMO: 74,4157 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Dyschirius globosus	(Trend: 3,3922; 0,0655)	5,1388 (0,0234) (neg.)	46,3499 (<0,0001) (neg.)	99,5306 (<0,0001)	n.s.	16,4743 (<0,0001)	4,3924 (0,0361)	n.s.	(Trend: 3,4026; 0,0651)	n.s.	SAL: 11,1130 (0,0009); FRU: n.s.; PRF, CRE, EF: n.s.; STA: 10,2542 (0,0014);	CEA: 34,5563 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: 46,8147 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 3,0922; 0,0787)	51,8634 (<0,0001)	54,0453 (<0,0001)	19,2410 (<0,0001)	38,0460 (<0,0001)	68,4899 (<0,0001)	FH: 99,5306 (<0,0001)	OM> BRSI> BRUS> ORG> NM	FH, LBW: neg., MIN: neg. (WS), AB, AW, (ALNS), SAL, STA, CEA, NMO, (SAN), BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥(4)	≥3: n.s.; ≥4: (Trend: 3,5091; 0,0610); ≥5: n.s.; 3-6: n.s.	
Elaphropus quadri-signatus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB-> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.	
Elaphrus aureus	n.s.	7,8891 (0,0050)	(Trend: 3,3579; 0,0669)	13,8878 (0,0002)	35,9618 (<0,0001)	50,8374 (<0,0001)	67,7469 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 373,3129 (<0,0001); FRU: 74,0004 (<0,0001); PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	242,1527 (<0,0001)	281,3410 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 373,3129 (<0,0001)	SAN> WHI> FRU> AW> AB	FH, LBW, (MIN) FEUES, AB, AW, SAL, FRU, WHI, SAN	n.t.	n.t.	
Elaphrus cupreus	n.s.	28,9647 (<0,0001)	n.s.	68,0962 (<0,0001)	64,4239 (<0,0001)	207,5529 (<0,0001)	120,5321 (<0,0001)	116,6047 (<0,0001)	104,3286 (<0,0001)	17,2927 (<0,0001)	SAL: 19,2337 (<0,0001); FRU: n.s.; PRF: 41,5682 (<0,0001); CRE: n.s.; STA: 103,5558 (<0,0001)	CEA: 133,2818 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	12,9550 (0,0003)	16,0319 (<0,0001)	57,6942 (<0,0001)	59,7471 (<0,0001)	85,9672 (<0,0001)	n.s.	n.s.	AB: 207,5529 (<0,0001)	CEA> AW> ALN> ALNS-> STA	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	≥3: 5,0869 (0,0241); ≥4: 8,4542 (0,0036); ≥5: 17,6525 (<0,0001); 3-6: 5,0869 (0,0241)	
Elaphrus uliginosus	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 74,4157 (<0,0001)	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMO: 74,4157 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.	
Epaphius secalis	n.s.	n.s.	10,1820 (0,0014) (neg.)	70,4757 (<0,0001) (neg.)	23,0337 (<0,0001)	60,5988 (<0,0001)	37,1427 (<0,0001)	23,5242 (<0,0001)	7,3162 (0,0068)	18,9960 (<0,0001)	SAL: 12,6190 (0,0004); FRU: 8,1625 (0,0043); PRE: 5,3447 (0,0208); CRE: n.s.; EE: 12,6190 (0,0004); STA: 6,7794 (0,0092)	CEA: n.s.; OWG: 38,6188 (<0,0001); NMO: n.s.	14,0557 (0,0002)	17,5585 (<0,0001)	14,7335 (0,0001)	15,4367 (<0,0001)	22,2909 (<0,0001)	n.s.	7,7817 (0,0053)	FH: 70,4757 (<0,0001)	AB> OWG> AW> ALN-> FEUES	FH, MIN: neg., FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, OM	kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Harpalus luteicornis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	AW	AB> FEUES	FEUES, AB, AW	n.t.	n.t.
Harpalus progrediens	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRE, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB-> FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Lasiotrechus discus	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	6,9208 (0,0085)	17,9210 (<0,0001)	25,3341 (<0,0001)	33,7607 (<0,0001)	4,4528 (0,0348)	n.s.	15,1514 (<0,0001)	SAL: 118,2629 (<0,0001); FRU: PRF, CRE: n.s.; EE: 28,5764 (<0,0001); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	52,3031 (<0,0001)	60,9815 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 118,2629 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> EF> AB	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, SQS, SAL, EF, WHI, SAN	n.t.	n.t.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Leistus ferrugineus	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7429; 0,0977)	n.s.	10,9576 (0,0009)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 37,0520 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA: n.s.; OWG: 54,4256 (<0,0001); NMO: n.s.	14,9921 (0,0001)	17,8856 (<0,0001)	7,6114 (0,0058)	7,9095 (0,0049)	14,9921 (0,0001)	n.s.	n.s.	OWG: 54,4256 (<0,0001)	SAL> SAN> BRU> WHI> AB	(FH), AB, SAL, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.
Leistus terminatus	(Trend: 0,0859; 0,0186)	n.s.	6,8365 (0,0089) (neg.)	44,3184 (<0,0001)	6,7491 (0,0094)	44,7600 (<0,0001)	20,8116 (<0,0001)	27,8927 (<0,0001)	16,4728 (<0,0001)	Trend: 3,6944; 0,0546)	SAL: FRU, PRF, CRF, EF, n.s.; STA: 27,0332 (<0,0001);	CEA: 27,0332 (<0,0001); OWG: (Trend: 2,7881; 0,0950); NMO: 18,5999 (<0,0001)	n.s.	n.s.	55,4013 (<0,0001)	57,3426 (<0,0001)	27,6683 (<0,0001)	29,4615 (<0,0001)	4,6526 (0,0310)	BRSI: 57,3426 (<0,0001)	BRUS> AB> FH> NM> ALN	FH, MIN, neg., WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SOS, STA, CEA, (OWG), NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	≥3: (Trend: 3,0222; 0,0821); ≥4: 5,8185 (0,0159); ≥5: 11,7724 (0,0006)
Limodromus assimilis	15,4834 (<0,0001)	132,2818 (<0,0001)	46,4133 (<0,0001)	35,8153 (<0,0001)	245,4408 (<0,0001)	193,3692 (<0,0001)	215,8551 (<0,0001)	137,0454 (<0,0001)	105,2878 (<0,0001)	24,1341 (<0,0001)	SAL: 58,1054 (<0,0001); FRU: n.s.; PRF: 39,4971 (<0,0001); CRF: 17,9033 (<0,0001); EF: 58,1054 (<0,0001); STA: 51,3201 (<0,0001)	CEA: n.s.; OWG: 4,3913 (0,0361); NMO: n.s.	59,8804 (<0,0001)	63,2071 (<0,0001)	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7681; 0,0962)	n.s.	22,8232 (<0,0001) (neg.)	FEUES 245,4408 (<0,0001)	AW> AB> LBW> ALNS> SAN	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SOS, SAL, PRF, CRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, (BRU), OM: neg.	≥3	≥3: 7,1900 (0,0073); ≥4: n.s.; ≥5: n.s.; 3-5: 16,9130 (<0,0001)
Loricera pilicornis	6,1156 (0,0134)	10,6905 (0,0011)	(Trend: 2,9662; 0,0850) (neg.)	71,1610 (<0,0001)	70,2929 (<0,0001)	114,9662 (<0,0001)	79,9072 (<0,0001)	84,6714 (<0,0001)	48,9290 (<0,0001)	33,6875 (<0,0001)	SAL: FRU, n.s.; STA: 20,8434 (<0,0001); CRF: n.s.; EF: 17,6823 (<0,0001); STA: 34,9735 (<0,0001);	CEA: 13,4395 (0,0002); OWG: 19,2356 (<0,0001); NMO: 13,0175 (0,0003)	5,8964 (0,0152)	8,3505 (0,0039)	51,1329 (<0,0001)	46,5734 (<0,0001)	30,6250 (<0,0001)	15,2212 (<0,0001)	n.s.	AB: 114,9662 (<0,0001)	ALN> AW> FH> FEUES> BRUS	FH, LBW, MIN, neg., WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SOS, PRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥5	≥3: 13,2299 (0,0003); ≥4: 17,4533 (<0,0001); ≥5: 16,0924 (<0,0001); 3-6: 13,2299 (0,0003)
Molops piceus_SUM	14,7534 (<0,0001)	140,8593 (<0,0001)	90,3016 (<0,0001)	23,1895 (<0,0001) (neg.)	51,2141 (<0,0001)	n.s.	n.s.	5,3563 (0,0206)	n.s.	6,9058 (0,0086)	SAL: FRU, PRF, n.s.; CRF: 8,6588 (0,0033); EF: 4,1848 (0,0408); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,3388; 0,0677) (neg.)	5,0057 (0,0253) (neg.)	4,3787 (0,0364) (neg.)	n.s.	25,7228 (<0,0001) (neg.)	LBW: 140,8593 (<0,0001)	MIN> FEUES> WS> CRF> SQS	FH, neg., LBW, MIN, WS, FEUES, ALN, SOS, CRF, EF, BRUS: neg., BRSI: neg., OM: neg.	Kein	≥3: n.s.; ≥4: 8,300 (0,0040) (neg.); ≥5: 9,5790 (0,0020) (neg.)
Nebria brevicollis	(Trend: 3,3293; 0,0681) (neg.)	n.s.	n.s.	12,3409 (0,0004)	16,3634 (<0,0001)	29,2375 (<0,0001)	25,3425 (<0,0001)	12,2206 (0,0005)	8,1606 (0,0043)	n.s.	SAL: 15,1152 (0,0001); FRU: 7,7375 (0,0054); PRF: 11,8176 (0,0006); CRF: n.s.; EF: 5,3574 (0,0206); STA: n.s.	CEA: 6,3541 (0,0117); OWG, NMO: n.s.	20,4690 (<0,0001)	21,5350 (<0,0001)	n.s.	n.s.	(Trend: 3,4395; 0,0637)	n.s.	n.s.	AB: 29,2375 (<0,0001)	AW> SAN> WHI> FEUES	FH, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, CEA, WHI, SAN, BRU	≥5	≥3: 6,4407 (0,0112); ≥4: (Trend: 3,6786; 0,0551); ≥5: 5,4182 (0,0199); 2-6: 5,6463 (0,0175)
Nebria picicornis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146)	8,4260 (0,0037)	11,2286 (0,0008)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	40,1353 (<0,0001)	46,6305 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FEUES, AB, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Nebria rufescens	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	6,9208 (0,0085)	17,9210 (<0,0001)	25,3341 (<0,0001)	33,7607 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 289,0930 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	120,6732 (<0,0001)	140,2021 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 289,0930 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Notiophilus biguttatus	26,8006 (<0,0001)	9,6088 (0,0019)	71,4880 (<0,0001)	33,2441 (<0,0001) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, n.s.; PRF: 4,5265 (0,0334); CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	n.s.	n.s.	4,1425 (0,0418) (neg.)	5,5545 (0,0184) (neg.)	(Trend: 3,0438; 0,0810) (neg.)	n.s.	34,5389 (<0,0001) (neg.)	MIN: 71,4880 (<0,0001)	WS> LBW> PRF	FH, neg., LBW, MIN, WS, PRF, BRUS: neg., BRSI: neg., OM: neg.	Kein	≥3: 17,8994 (<0,0001) (neg.); ≥4: 35,2849 (<0,0001) (neg.); ≥5: 25,0230 (<0,0001) (neg.)
Odocantha melanura	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, n.s.; NMR: 904,0000 (<0,0001)	n.s.	n.s.	23,4584 (<0,0001)	24,1378 (<0,0001)	n.s.	63,6418 (<0,0001)	6,1814 (0,0129)	NMR: 904,0000 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM	NMR, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	n.t.
Omophron limbatum	n.s.	n.s.	n.s.	4,6087 (0,0318)	n.s.	(Trend: 3,2750; 0,0703)	4,6630 (0,0308)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 43,8025 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, n.s.; NMO: 36,2536 (<0,0001)	19,1002 (<0,0001)	22,3497 (<0,0001)	10,7614 (0,0010)	11,1009 (0,0009)	n.s.	30,8619 (<0,0001)	n.s.	SAL: 43,8025 (<0,0001)	NM> SAN> WHI> BRSI> BRUS	FH, (AB), AW, SAL, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, NM	n.t.	n.t.
Oodes helopioides	n.s.	n.s.	n.s.	20,9015 (<0,0001)	6,6732 (0,0098)	30,0850 (<0,0001)	11,9015 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 37,0520 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, n.s.; STA: 4,9769 (0,0257);	CEA: 4,9769 (0,0257); OWG: 12,6417 (0,0004); NMO: 30,3008 (<0,0001)	36,5546 (<0,0001)	43,0939 (<0,0001)	61,3321 (<0,0001)	63,2341 (<0,0001)	14,9921 (0,0001)	60,2340 (<0,0001)	(Trend: 2,8508; 0,0913)	BRSI: 63,2341 (<0,0001)	BRUS> NM> SAN> SAL> WHI	FH, FEUES, AB, AW, SAL, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, (OM)	n.t.	n.t.
Ophonus laticollis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 28,5764 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	12,1037 (0,0005)	14,2690 (0,0002)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 28,5764 (<0,0001)	SAN> WHI	SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.
Ophonus rufibarbis	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	3,2750 (0,0703)	4,6630 (0,0308)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	19,1002 (<0,0001)	22,3497 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAN: 22,3497 (<0,0001)	WHI> AW> AB	AB, AW, WHI, SAN	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.
Oxypselaphus obscurus	n.s.	(Trend: 3,3728; 0,0663)	n.s.	22,9350 (<0,0001)	25,7817 (<0,0001)	20,8812 (<0,0001)	20,5412 (<0,0001)	13,0407 (0,0003)	23,8925 (<0,0001)	n.s.	SAL: 4,3110 (0,0379); FRU: n.s.; PRF: 4,9769 (0,0257); CRF: EF: n.s.; STA: 31,4437 (<0,0001)	CEA, OWG, n.s.; NMO: (Trend: 3,3198; 0,0685)	7,6319 (0,0057)	9,3514 (0,0022)	3,3178 (0,0685)	(Trend: 3,4881; 0,0618)	n.s.	n.s.	n.s.	STA: 31,4437 (<0,0001)	FEUES> ALNS> FH> AB> AW	FH, (LBW), FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, PRF, STA, (NMO), WHI, SAN, BRUS, (BRSI)	≥(3)	≥3: (Trend: 3,5345; 0,0601); ≥4: 5: n.s.; 3-6: (Trend: 3,5345; 0,0601)
Panagaeus cruxmajor	n.s.	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576) (neg.)	4,6087 (0,0318)	n.s.	(Trend: 3,2750; 0,0703)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA: n.s.; OWG: 63,2152 (<0,0001); NMO: 36,2536 (<0,0001); NMR: n.s.	n.s.	n.s.	46,9688 (<0,0001)	48,3291 (<0,0001)	19,1002 (<0,0001)	30,8619 (<0,0001)	n.s.	OWG: 63,2152 (<0,0001)	BRSI> BRUS> NMO> NM> BRU	FH, (MIN, neg.), (AB), OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM	n.t.	n.t.
Paranchus albipes	n.s.	10,5423 (0,0012)	4,4872 (0,0341)	18,5584 (<0,0001)	48,0560 (<0,0001)	67,9345 (<0,0001)	90,5309 (<0,0001)	15,7877 (<0,0001)	10,8865 (0,0010)	n.s.	SAL: 278,0986 (<0,0001); FRU: PRF, n.s.; CRF: 14,4435 (0,0001); EF: n.s.; STA: 5,8131 (0,0159)	CEA, OWG, NMO: n.s.	179,0057 (<0,0001)	143,0997 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 278,0986 (<0,0001)	WHI> SAN> AW> AB> FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, CRF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN	Kein	≥3, 4, 5: n.s.; 4-6: n.s.
Patrobus atrorufus	4,9469 (0,0261)	54,9988 (<0,0001)	n.s.	97,2226 (<0,0001)	98,0422 (<0,0001)	270,1722 (<0,0001)	139,6378 (<0,0001)	114,8505 (<0,0001)	75,2887 (<0,0001)	36,7046 (<0,0001)	SAL: 26,7271 (<0,0001); FRU: 5,2980 (0,0213); PRF: 46,5133 (<0,0001); CRF: n.s.; EF: 40,7520 (<0,0001); STA: 46,8741 (<0,0001)	CEA: 78,0453 (<0,0001); OWG: 63,0326 (<0,0001); NMO: n.s.	27,5436 (<0,0001)	34,0422 (<0,0001)	95,6015 (<0,0001)	99,0997 (<0,0001)	140,1830 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 3,8299; 0,0503) (neg.)	AB: 270,1722 (<0,0001)	BRU> AW> ALN> BRSI> FEUES	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SOS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, CEA, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, (OM, neg.)	≥3	≥3: 6,4748 (0,0109); ≥4: (Trend: 3,0110; 0,0827); ≥5: n.s.; 3-6: 6,4748 (0,0109)
Platynus scrobiculatus	n.s.	9,2142 (0,0024)	3,9219 (0,0477)	n.s.	n.s.	n.s.	3,9007 (0,0483)	7,1675 (0,0074)	n.s.	5,4643 (0,0194)	SAL: FRU, n.s.; PRF: 12,6417 (0,0004); CRF: n.s.; EF: 11,2014 (0,0008); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	k.V.	k.V.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	PRF: 12,6417 (0,0004)	EF> LBW> ALN> SQS> MIN	LBW, MIN, AW, ALN, SOS, PRF, EF, STA	n.t.	n.t.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Pterostichus anthracinus	(Trend: 2,8373; 0,0921)	28,3698 (<0,0001)	4,5101 (0,0337)	23,1302 (<0,0001)	60,6522 (<0,0001)	85,4389 (<0,0001)	51,6587 (<0,0001)	12,5273 (0,0004)	12,3593 (0,0004)	n.s.	SAL: 24,8468 (<0,0001); FRU: 36,5489 (<0,0001); PRF: 28,4068 (<0,0001); CRF: n.s.; EE: 4,4943 (0,0340); STA: n.s.	CEA: 53,2149 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: 9,6741 (0,0019)	58,3391 (<0,0001)	70,0212 (<0,0001)	37,2935 (<0,0001)	38,7798 (<0,0001)	32,4165 (<0,0001)	7,5993 (0,0058)	n.s.	AB: 85,4389 (<0,0001)	SAN-> FEUES-> WHI-> CEA-> AW	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥5	≥3: (Trend: 2,9562; 0,0855); ≥4: (Trend: 3,6461; 0,0562); ≥5: 9,7561 (0,0018)	
Pterostichus burmeisteri	46,6616 (<0,0001)	162,1753 (<0,0001)	189,0953 (<0,0001)	89,9628 (<0,0001)	9,8424 (0,0017)	(Trend: 3,3271; 0,0681) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	5,8053 (0,0160)	SAL, FRU, PRF, CRF: n.s.; EE: 9,3160 (0,0023); STA: (Trend: 3,0004; 0,0832) (neg.)	CEA: (Trend: 3,004; 0,0832) (neg.); OWG: (Trend: 3,6998; 0,0544) (neg.); NMO: 6,3781 (0,0116) (neg.)	n.s.	(Trend: 2,9795; 0,0843) (neg.)	14,3743 (0,0001)	13,8254 (0,0002)	6,4016 (0,0114)	7,4578 (0,0063)	69,8611 (<0,0001)	MIN: 189,0953 (<0,0001)	LBW-> WS-> EF	FH: neg., LBW, MIN, WS, FEUES: neg., AB: neg.	Kein	≥3: 17,2861 (<0,0001) (neg.); ≥4: 40,5846 (<0,0001) (neg.); ≥5: 36,9192 (<0,0001) (neg.)	
Pterostichus diligens	15,3181 (<0,0001) (neg.)	130,2163 (<0,0001) (neg.)	430,8715 (<0,0001) (neg.)	127,4818 (<0,0001)	24,7859 (<0,0001) (neg.)	3,8832 (0,0488) (neg.)	6,2038 (0,0127) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: (Trend: 3,7804; 0,0519) (neg.); FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMO: 32,5294 (<0,0001)	8,4301 (0,0037) (neg.)	7,2558 (0,0071) (neg.)	17,0011 (<0,0001)	18,3330 (<0,0001)	n.s.	38,0362 (<0,0001)	171,6125 (<0,0001)	ORG: 430,8715 (<0,0001)	OM-> NDW-> FH-> NM-> NMO	FH, LBW: neg., MIN: neg., WS: neg., FEUES: neg., AB: neg., AW: neg. (SAL: neg.), NMO, WHI: neg., SAN: neg., BRUS, BRSI, NM, OM	≥5	≥3: 67,8891 (<0,0001); ≥4: 119,9913 (<0,0001); ≥5: 100,9743 (<0,0001)	
Pterostichus fasciato-punctatus	n.s.	23,9878 (<0,0001)	10,2102 (0,0014)	n.s.	13,4819 (0,0002)	22,1379 (<0,0001)	32,1260 (<0,0001)	27,1694 (<0,0001)	9,2683 (0,0023)	20,2686 (<0,0001)	SAL, FRU: n.s.; PRF: 45,7591 (<0,0001); CRF: n.s.; EE: 40,6492 (<0,0001); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO: n.s.	k.V.	k.V.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,9744; 0,0846) (neg.)	PRF: 45,7591 (<0,0001)	EF-> AW-> ALN-> SQS-> AB	LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, PRF, EF, (OM: neg.)	n.t.	n.t.	
Pterostichus gracilis	n.s.	n.s.	n.s.	6,9208 (0,0085)	6,6833 (0,0097)	25,3341 (<0,0001)	13,6968 (0,0002)	4,4528 (0,0348)	n.s.	15,1514 (<0,0001)	SAL: 28,5764 (<0,0001); FRU, PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA: 18,5061 (<0,0001); OWG, NMO: n.s.	12,1037 (0,0005)	14,2690 (0,0002)	6,5561 (0,0105)	6,7815 (0,0092)	12,1037 (0,0005)	n.s.	n.s.	SAL: 28,5764 (<0,0001)	AB-> CEA-> SAN-> WHI-> BRU	FH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	n.t.	n.t.	
Pterostichus madidus	n.s.	7,8891 (0,0050)	(Trend: 3,3579; 0,0669)	n.s.	n.s.	23,2831 (0,0700)	5,0823 (0,0242)	8,9354 (0,0028)	(Trend: 3,0481; 0,0808)	6,6659 (0,0098)	SAL, FRU, PRF, CRF: n.s.; EE: 19,8548 (<0,0001); EF: 13,3687 (0,0003); STA: n.s.	CEA, OWG, NMO, KV	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	k.V.	CRF: 19,8548 (<0,0001)	AB-> EF-> ALN-> SQS-> AW	LBW, (MIN), AB, AW, ALN, (ALNS), SQS, CRF, EF	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.
Pterostichus melanarius	11,5664 (0,0007)	42,2491 (<0,0001)	32,3784 (<0,0001)	4,6208 (0,0316)	134,5277 (<0,0001)	45,5864 (<0,0001)	60,6760 (<0,0001)	31,1939 (<0,0001)	27,6322 (<0,0001)	8,5958 (0,0034)	SAL: 23,3587 (<0,0001); FRU: (Trend: 2,9176; 0,0876); PRF: 17,3267 (<0,0001); CRF: 14,4327 (0,0001); EE: 14,7188 (0,0001); STA: (Trend: 3,4443; 0,0635)	CEA, OWG, NMO: n.s.	32,8214 (<0,0001)	41,0248 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	9,9780 (0,0016) (neg.)	FEUES: 134,5277 (<0,0001)	AW-> AB-> LBW-> SAN-> WHI	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, (FRU), PRF, CRF, EF, (STA), WHI, SAN, OM: neg.	Kein	≥3: n.s.; ≥4: 4,6525 (0,0310) (neg.); ≥5: n.s.	
Pterostichus minor	(Trend: 3,6853; 0,0549)	n.s.	108,0557 (<0,0001) (neg.)	156,2734 (<0,0001)	n.s.	44,2175 (<0,0001)	n.s.	5,9564 (0,0147)	12,2165 (0,0005)	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EE: n.s.; STA: 15,3586 (<0,0001)	CEA: 118,2841 (<0,0001); OWG: 8,5187 (0,0035); NMO: 31,7500 (<0,0001)	n.s.	n.s.	156,5542 (<0,0001)	162,1547 (<0,0001)	113,9834 (<0,0001)	46,8226 (<0,0001)	56,5962 (<0,0001)	BRSI: 162,1547 (<0,0001)	BRUS-> FH-> CEA-> BRU-> ORG	FH, MIN: neg., (WS), AB, ALN, ALNS, STA, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	≥3: 14,1268 (0,0002); ≥4: 26,2115 (<0,0001); ≥5: 38,1646 (<0,0001); 4-6: 26,2115 (<0,0001)	
Pterostichus niger	25,5132 (<0,0001)	10,6056 (0,0011)	9,0082 (0,0027)	(Trend: 3,4474; 0,0634) (neg.)	31,3550 (<0,0001)	15,9849 (<0,0001)	12,5789 (0,0004)	7,1116 (0,0077)	9,0770 (0,0026)	n.s.	SAL, FRU, PRF, CRF, EE: n.s.; STA: 15,3586 (<0,0001)	CEA: 6,9315 (0,0085); OWG, NMO: n.s.	n.s.	Trend: 3,0530; 0,0806	(Trend: 3,6123; 0,0574)	(Trend: 2,7609; 0,0966)	(Trend: 2,8349; 0,0922)	n.s.	6,3404 (0,0118) (neg.)	FEUES: 31,3550 (<0,0001)	WS-> AB-> AW-> STA-> LBW	Alle sign. (FH: neg.), LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, STA, CEA, (SAN), (BRUS), (BRSI), (BRU), OM: neg.	≥5	≥3, 4: n.s.; ≥5: 6,3282 (0,0119) (neg.)	
Pterostichus nigrita (agg.) SUM	n.a.	18,8927 (<0,0001) (neg.)	250,4236 (<0,0001) (neg.)	225,3830 (<0,0001)	8,7586 (0,0031)	68,1393 (<0,0001)	33,1344 (<0,0001)	47,6231 (<0,0001)	38,9701 (<0,0001)	16,3612 (<0,0001)	SAL, FRU: n.s.; PRF: 8,9983 (0,0044); CRF: 4,6186 (0,0316); EE: 9,9308 (0,0016); STA: 24,7541 (<0,0001)	CEA: 30,5569 (<0,0001); OWG: 8,7274 (0,0031); NMO: 18,6561 (<0,0001)	n.s.	n.s.	65,2677 (<0,0001)	63,1202 (<0,0001)	39,2257 (<0,0001)	22,7132 (<0,0001)	84,2544 (<0,0001)	ORG: 250,4236 (<0,0001)	FH-> OM-> AB-> BRUS-> BRSI	FH, LBW: neg., MIN: neg., WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, CRF, (EF), STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	≥3: 70,5862 (<0,0001); ≥4: 153,9558 (<0,0001); ≥5: 139,5906 (<0,0001); 4,5-6: 150,6229 (<0,0001)	
Pterostichus nigrita s.str.	11,2728 (0,0008)	29,5565 (<0,0001)	4,7858 (0,0287) (neg.)	56,3610 (<0,0001)	76,8273 (<0,0001)	139,8338 (<0,0001)	121,3790 (<0,0001)	111,6170 (<0,0001)	154,9605 (<0,0001)	n.s.	SAL: 18,9949 (<0,0001); FRU: 6,3414 (0,0118); PRF: 10,9696 (0,0009); CRF: 30,2336 (<0,0001); EE: (Trend: 3,1076; 0,0779); STA: 137,5511 (<0,0001)	CEA: 28,6525 (<0,0001); OWG: n.s.; NMO: 25,1686 (<0,0001)	16,3364 (<0,0001)	20,4665 (<0,0001)	43,4898 (<0,0001)	36,3874 (<0,0001)	16,3364 (<0,0001)	20,3297 (<0,0001)	n.s.	ALNS: 154,9605 (<0,0001)	AB-> AW-> ALN-> FEUES-> FH	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, CRF, (EF), STA, CEA, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	≥3: 4,3914 (0,0361); ≥4: 4,6218 (0,0316); ≥5: 6,6442 (0,0099)	
Pterostichus oblongo-punctatus	84,4404 (<0,0001)	49,5607 (<0,0001)	108,9231 (<0,0001) (neg.)	53,3530 (<0,0001) (neg.)	11,4815 (0,0007)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,9589; 0,0854)	SAL: (Trend: 3,2454; 0,0716) (neg.); FRU, PRF, CRF, EF: n.s.; STA: (Trend: 3,0396; 0,0813)	CEA: n.s.; OWG: 5,5238 (0,0188) (neg.); NMO: 8,5126 (0,0035) (neg.)	6,3266 (0,0119) (neg.)	(Trend: 3,5538; 0,0594) (neg.)	6,4139 (0,0113) (neg.)	7,3488 (0,0067) (neg.)	n.s.	11,1345 (0,0008) (neg.)	102,4797 (<0,0001) (neg.)	MIN: 108,9231 (<0,0001)	WS-> LBW-> FEUES-> (STA)-> (SQS)	FH: neg., LBW, MIN, WS, FEUES, (SQS), SAL: neg., (STA), OWG: neg., NMO: neg., WHI: neg., SAN: neg., BRSI: neg., NM: neg., OM: neg.	Kein	≥3: 8,0419 (0,0046) (neg.); ≥4: 47,3108 (<0,0001) (neg.); ≥5: 44,4262 (<0,0001) (neg.)	
Pterostichus rhaeticus	27,2827 (<0,0001) (neg.)	62,5485 (<0,0001) (neg.)	332,1253 (<0,0001) (neg.)	141,8986 (<0,0001)	5,5038 (0,0190) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	5,4503 (0,0196)	SAL, FRU: n.s.; PRF: (Trend: 2,7850; 0,0952) (neg.); CRF: n.s.; EE: (Trend: 3,0979; 0,0784) (neg.); STA: 21,1417 (<0,0001)	CEA: 4,5793 (0,0324); OWG: n.s.; NMO: 8,2429 (0,0041)	4,4896 (0,0341) (neg.)	(Trend: 3,5764; 0,0586) (neg.)	8,4182 (0,0037)	6,9298 (0,0085)	n.s.	8,9917 (0,0027)	125,6230 (<0,0001)	ORG: 332,1253 (<0,0001)	FH-> OM-> NDW-> OS-> STA	FH, LBW: neg., MIN: neg., WS: neg., ALNS, SAL, FRU, (PRF: neg.), CRF, (EF), STA, CEA, NMO, WHI: neg., (SAN: neg.), BRUS, BRSI, NM, OM	≥5	≥3: 68,8357 (<0,0001); ≥4: 153,6594 (<0,0001); ≥5: 137,0893 (<0,0001)	

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Pterostichus strenuus	5,3448 (0,0208)	51,9687 (<0,0001)	5,9781 (0,0145)	62,2850 (<0,0001)	150,3380 (<0,0001)	198,1793 (<0,0001)	138,8996 (<0,0001)	88,1981 (<0,0001)	71,0812 (<0,0001)	17,7656 (<0,0001)	SAL: 18,6578 (<0,0001); FRU: (Trend: 3,6985; 0,0545); PRF: 12,4641 (0,0004); CRF: n.s.; EF: 18,6578 (<0,0001); STA: 85,7050 (<0,0001)	CEA: 43,8593 (<0,0001); OWG: 8,8082 (0,0030); NMQ: 3,2253 (0,0725)	24,9395 (<0,0001)	31,2825 (<0,0001)	49,2982 (<0,0001)	51,4071 (<0,0001)	51,5294 (<0,0001)	5,7424 (0,0166)	(Trend: 2,9098; 0,0880) (neg.)	AB: 198,1793 (<0,0001)	FEUES> AW> ALN> ALNS> FH	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, (FRU), PRF, EF, STA, CEA, OWG, NMQ, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	Kein	≥3, 4, 5: n.s.; 3-6: n.s.	
Pterostichus vernalis	(Trend: 3,1594; 0,0755)	n.s.	n.s.	14,5862 (0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 21,5576 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMQ, NMR: n.s.	14,8191 (<0,0001)	18,20121 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 2,7229; 0,0989)	n.s.	5,0611 (0,0245)	26,0891 (<0,0001)	OM: 26,0891 (<0,0001)	SAL> SAN> WHI> FH> NM	FH, (WS), SAL, WHI, SAN, (BRSI), NM, OM	Kein	≥3, >3, >4: n.s.	
Stenolophus mixtus	n.s.	n.s.	5,9604 (0,0146) (neg.)	13,8878 (0,0002)	n.s.	(3,2831; Trend: 0,0700)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 13,3687 (0,0003); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG: n.s.; NMQ: 109,2453 (<0,0001)	5,1533 (0,0232)	6,2273 (0,0126)	60,2481 (<0,0001)	62,0692 (<0,0001)	5,1533 (0,0232)	92,9980 (<0,0001)	13,9998 (0,0002)	NMQ: 109,2453 (<0,0001)	NM> BRSI> BRUS> OM> FH	FH, MIN: neg., (AB), SAL, NMQ, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥(5)	≥3, >24: n.s.; ≥5: (Trend: 3,1794; 0,0746)	
Stomis pumicatus	n.s.	4,5608 (0,0327)	7,9056 (0,0049)	n.s.	14,6532 (0,0001)	23,2340 (<0,0001)	33,0811 (<0,0001)	n.s.	4,8091 (0,0283)	n.s.	SAL: 98,0556 (<0,0001); FRU: n.s.; PRF: 5,4519 (0,0195); CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMQ: n.s.	66,3339 (<0,0001)	78,0816 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 98,0556 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALNS, SAL, PRF, WHI, SAN	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Trechoblemus micros	n.s.	3,9314 (0,0474)	n.s.	6,9208 (0,0085)	17,9210 (<0,0001)	25,3341 (<0,0001)	33,7607 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 269,0930 (<0,0001); FRU: PRF, CRF, EF, STA: n.s.	CEA, OWG, NMQ: n.s.	120,6732 (<0,0001)	140,2021 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SAL: 269,0930 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> AB> FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	n.t.	
Trechus obtusus	3,9915 (0,0457)	19,4310 (<0,0001)	8,9788 (0,0027)	17,2090 (<0,0001)	47,7367 (<0,0001)	59,5754 (<0,0001)	82,5484 (<0,0001)	7,5175 (0,0061)	n.s.	6,2511 (0,0124)	SAL: 148,2494 (<0,0001); FRU: PRF, CRF: n.s.; EF: 13,9253 (0,0002); STA: n.s.	CEA, OWG, NMQ: n.s.	184,8712 (<0,0001)	173,5548 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	WHI: 184,8712 (<0,0001)	SAN> SAL> AW> AB> FEUES	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, SAL, EF, WHI, SAN	Kein	≥3, ≥4, ≥5: n.s.	
Trechus pilisensis	4,1191 (0,0424)	n.s.	n.s.	14,6483 (0,0001)	26,8770 (<0,0001)	38,0617 (<0,0001)	47,8516 (<0,0001)	58,2578 (<0,0001)	23,8873 (<0,0001)	36,2930 (<0,0001)	SAL: 5,8005 (0,0160); FRU: n.s.; PRF: 17,9640 (<0,0001); CRF: EF: n.s.; STA: 17,8429 (<0,0001); BSL: 86,7840 (<0,0001); QSS: 43,2958 (<0,0001)	CEA, OWG, NMQ, NMR: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	4,5646 (0,0326) (neg.)	BSL: 86,7840 (<0,0001)	ALN>QSS> AB> AW> SQS	FH, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, STA, BSL, QSS, OM: neg.	≥5	≥3: n.s.; ≥4: (Trend: 3,6461; 0,0562), ≥5: 5,7966 (0,0161)	
Trechus quadristriatus	n.s.	5,2311 (0,0222)	21,5947 (<0,0001)	n.s.	21,3484 (<0,0001)	(Trend: 3,7875; 0,0516)	8,4392 (0,0037)	n.s.	n.s.	6,9890 (0,0082)	SAL: 8,6884 (0,0032); FRU: PRF, CRF: n.s.; EF: 8,6884 (0,0032); STA: n.s.	CEA, OWG, NMQ: n.s.; NMR: 13,8350 (0,0002)	9,1501 (0,0025)	11,8100 (0,0006)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	4,8706 (0,0273)	(Trend: 2,9706; 0,0848) (neg.)	MIN: 21,5947 (<0,0001)	FEUES> NMR> SAL=EF> AW	Alle sign. LBW, MIN, FEUES, (AB), AW, SQS, SAL, EF, NMR, WHI, SAN, NM, (OM: neg.)	Kein	≥3: (Trend: 3,2550; 0,0712) (neg.); ≥4: n.s.; ≥5: (Trend: 3,4189; 0,0645) (neg.)
Trechus rubens	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,7989; 0,0513)	4,1401 (0,0419)	9,2590 (0,0023)	9,3467 (0,0022)	15,2058 (<0,0001)	5,4190 (0,0199)	10,8995 (0,0010)	SAL, FRU, PRF, CRF, EF: n.s.; STA: 13,4140 (0,0002)	CEA: 13,4140 (0,0002); OWG, NMQ: n.s.	n.s.	n.s.	4,4739 (0,0344)	4,6416 (0,0312)	8,6170 (0,0033)	n.s.	n.s.	ALN: 15,2058 (<0,0001)	STA>CEA> SQS> AW> AB	FH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU	Kein	≥3, 4, 5: n.s.	

Tab. A.4.7. Moorwälder und Hochmoore

Tests auf ORG, FH, NDW, OMBR, WS/OS, OM, HMA, HMI, HMH, SPM, CRS, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, VUB, FIM, FIMA; selektive Tests auf Schlüsselmerkmale des Habitatkomplexes

Art	Habitat (gruppen)-Affinität																	Habitat-schlüsselmerkmale								Klimafaktoren	
Merkmal	WS bzw. OS	ORG	FH	NDW	OMBR	OM	HMA	HMI	HMH	HT	MWA	MWSI	MWP	HT	AggMax	Max5	Sign. (alle)	Zsf. Sign. Merkmale	TO	TM	A	F	SR	MM	SI	HTr	T(=TDr) (°C), NN (m)
Erläuterung/ Test	Nat. Waldstandorte (HTS3=1)	Org. Standorte (ORG=1)	Feuchthabitate (FH=1)	Nadelwald (Laub=0, d.h. Nadelw./Heide/Moore)	Ombrotrophe Moorstandorte (alle) (HTS2=9)	Offene Moore (HM, NM), alle (HTB3=6)	Offene HM alle (HTB2=12)	Offene HM-Standorte, weitgeh. Intakt (HTS1=20; HTB1=26 ident.)	Offene HM-Standorte, weitgeh. Intakt (HTS1=22; HTB1=28, ident.)	Offene HM (HT); selektiv weitere	Moorwald alle (HTB2=11; HTB3=7 identische Ergebnisse)	Bewaldete Moorstandorte (intakt) (HTS1=19)	Moorwald, pflanzensoziol. intakt) (HTB1=23)	Moorwald-HT (plus bei Fichte: auch spezielle Aggregate FIM, FIMA)	Aggregat höchstes Testwertes	(nächst-höchste fünf Werte)	Alle HT und Konvolute (auch neg.)	alle positiven Merkmale	Bodenart (Torf =6)	DG TM (>10 und >30 durchgeh.)	Auflage (Torf = 5)	Feuchtigkeit; (mind. feucht, >3; >4 durchgeh.)	Säure/Basen; (sauer, <1; <2 durchgeh.)	Moor-mächtigkeit (>0,3, >1 und >3 m durchgeh.)	Schirm; (>30; >50 durchgeh.)	Habitat-tradition (=ja)	Temperaturgrenzen, ggfs. Höhenstufen; <5° durchgehend
Acupalpus dubius	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576)	4,6087 (0,0318)	n.s.	n.s.	12,3766 (0,0004)	n.s.	n.s.	n.s.	SPM: n.s.; HMO: 149,4991 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMO: 149,4991 (<0,0001)	OM> FH> (ORG)	(ORG), FH, OM, HMO	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
Acupalpus flavicollis	n.s.	22,0399 (<0,0001)	22,9350 (<0,0001)	11,6781 (0,0006)	5,6733 (0,0172)	67,2598 (<0,0001)	23,5576 (<0,0001)	n.s.	n.s.	SPM, CRS: n.s.; HMO: 77,9532 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMO: 77,9532 (<0,0001)	OM> HMA> ORG> FH> NDW	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, HMO	Kein	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	5,1767 (0,0229) (neg.)	n.t.
Agonum ericeti	43,6579 (<0,0001) (neg.)	142,8446 (<0,0001)	50,9509 (<0,0001)	57,0196 (<0,0001)	171,5982 (<0,0001)	168,4698 (<0,0001)	197,7850 (<0,0001)	103,1680 (<0,0001)	122,5700 (<0,0001)	SPM: 126,7616 (<0,0001); SPS: 34,2644 (<0,0001); CRS: n.s.	18,4287 (<0,0001)	20,4219 (<0,0001)	21,2356 (<0,0001)	VPR: 10,0506 (0,0015); PMS: 22,7966 (<0,0001); SPS: 34,2644 (<0,0001); VUP: 6,9032 (0,0086); VUB: n.s.	HMA: 197,7850 (<0,0001)	OMBR> ORG> OM> SPM> HMH	ORG, FH, NDW, OMBR, WS neg., OM, HMA, HMI, HMH, SPM, MWSI, MWP, VPR, PMS, VPS	TO, TM30, A, F=4, MM>3,	50,8907 (<0,0001)	>10: 52,6126 (<0,0001); >30: 59,7250 (<0,0001)	54,0314 (<0,0001)	>3: 34,7041 (<0,0001); >4: 26,8400 (<0,0001); >50: 50,5230 (<0,0001) (neg.); >60: 46,5488 (<0,0001)	<1: 72,2003 (<0,0001); <2: 22,9566 (<0,0001)	>0,3: 52,9599 (<0,0001); >1: 47,9593 (<0,0001)	>30: 33,1056 (<0,0001) (neg.); >50: 50,5230 (<0,0001) (neg.); >60: 46,5488 (<0,0001)	n.s.	<5°: n.s.
Agonum fuliginosum	n.s.	114,7098 (<0,0001)	124,1666 (<0,0001)	n.s.	37,6673 (<0,0001)	22,8537 (<0,0001)	4,4552 (0,0348)	n.s.	n.s.	SPM: n.s.; CRS: 4,3006 (0,0381)	30,7380 (<0,0001)	12,4566 (0,0004)	18,7880 (<0,0001)	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	FH: 124,1666 (<0,0001)	ORG> OMBR> MWA> FIM>FIMA	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, CRS, MWA, MWSI, MWP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB	TO, TM30, A, F=4, (SR<1), MM>1	29,7937 (<0,0001)	>10: 22,7696 (<0,0001); >30: 22,2334 (<0,0001)	32,1423 (<0,0001)	>3: 45,7713 (<0,0001); >4: 55,6705 (<0,0001)	<1: (Trend: 3,3282; 0,0682); >1: 3,8751 (0,0490); >2: (Trend: 3,8392; 0,0501)	>0,3: 14,9851 (0,0001); >1: 3,8751 (0,0490); >2: n.s.	>30: >50: n.s.	n.s.	<5°: n.s.
Agonum sexpunctatum	n.s.	5,3587 (0,0206)	6,2702 (0,0123)	5,8217 (0,0158)	5,4713 (0,0193)	18,6717 (<0,0001)	16,8969 (<0,0001)	8,0041 (0,0047)	12,9560 (0,0003)	SPM: 11,6310 (0,0006); MHO: 29,8829 (<0,0001); CRS: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	MHO: 29,8829 (<0,0001)	OM> HMA> HMH> SPM> HMI	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPM, MHO	Kein	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3, >1, >2: n.s.	>30: 15,8418 (<0,0001) (neg.); >50: 9,2559 (0,0023) (neg.)	7,1368 (0,0076) (neg.)	<5°: n.s.
Amara communis (agg.)	n.s.	n.s.	8,9604 (0,0028)	n.s.	3,8851 (0,0487) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SPM: n.s.; MHD: 6,7815 (0,0092); CRS: n.s.	7,8801 (0,0050) (neg.)	5,6287 (0,0177) (neg.)	5,9604 (0,0146) (neg.)	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	FH: 8,9604 (0,0028)	MHD	FH, MHD	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
Amara communis [s.str.]	n.s.	4,2910 (0,0383)	5,8772 (0,0153)	n.s.	n.s.	18,2923 (<0,0001)	10,4998 (0,0012)	n.s.	19,2419 (<0,0001)	SPM: n.s.; MHD: 13,0614 (0,0003); CRS: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 19,2419 (<0,0001)	OM> HMA> MHD> FH> ORG	ORG, FEW, OM, HMA, HMH, MHD	SR<1, (MM>3)	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1: (Trend: 3,4405; 0,0636); <2: n.s.	>0,3, >1: (Trend: 3,3907; 0,0656) (neg.); >2: n.s.	>30: 5,6774 (0,0172) (neg.); >50: (Trend: 2,7783; 0,0955) (neg.)	(Trend: 3,3907; 0,0656) (neg.)	<5°: n.s.
Amara communis (agg.)_SUM	n.s.	n.s.	n.s.	6,5078 (0,0107) (neg.)	5,7513 (0,0165) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 3,7788; 0,0519)	SPM: n.s.; CRS: n.s.; MHD: 13,0614 (0,0003);	12,7945 (0,0003) (neg.)	12,6361 (0,0004) (neg.)	13,3808 (0,0003) (neg.)	VPR: 4,2036 (0,0403) (neg.); PMS: (Trend: 3,1890; 0,0741) (neg.); VPS, VUP, CVP, BPV: n.s., FIM: (Trend: 3,4909; 0,0617) (neg.); FIMA: (Trend: 3,7949; 0,0514) (neg.); VUB: n.s.	MHD: 13,0614 (0,0003)	(HMH)	(HMH), MHD, PMS: (neg.), FIM (neg.), FIMA (neg.)	keine	4,1752 (0,0410) (neg.)	>10: 8,4233 (0,0037) (neg.); >30: 7,2442 (0,0071) (neg.)	(Trend: 3,5333; 0,0601) (neg.)	>3: 9,7422 (0,0018) (neg.); >4: 6,4725 (0,0110) (neg.)	<1: 6,0414 (0,0140) (neg.); <2: 8,6310 (0,0033) (neg.)	>0,3: (Trend: 3,5333; 0,0601) (neg.); >1: n.s.	>30, >50: n.s.	79,0478 (<0,0001) (neg.)	<5°: (Trend: 3,3283; 0,0683) (neg.)
Amara famelica	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576)	4,6087 (0,0318)	n.s.	4,3313 (0,0374)	7,9097 (0,0049)	14,1742 (0,0002)	n.s.	51,2899 (<0,0001)	SPM, CRS: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 51,2899 (<0,0001)	HMA> OM> FH> OMBR> (ORG)	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, HMH	Kein	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	5,1767 (0,0229) (neg.)	<5°: n.s.
Amara lunicollis	n.s.	27,7586 (<0,0001)	19,5659 (<0,0001)	30,8763 (<0,0001)	23,2745 (<0,0001)	67,0262 (<0,0001)	53,9396 (<0,0001)	(Trend: 3,4943; 0,0616)	88,2409 (<0,0001)	SPM: n.s.; SPS: 28,6299 (<0,0001); CRS: 7,6506 (0,0057)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 88,2409 (<0,0001)	OM> HMA> NDW> SPS> ORG	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPS, CRS, VUP	TO, A, SR<1, MM	5,8014 (0,0160)	>10, >30: n.s.	6,8815 (0,0087)	>3, >4: n.s.; 0-3,5: n.s.	<1: (Trend: 3,7900; 0,0516); <2: 9,2264 (0,0024); <3: (0,0090)	>0,3: 6,5086 (0,0107)	>30: 31,7684 (<0,0001) (neg.); >50: 26,6277 (<0,0001) (neg.); >70: 24,7182 (<0,0001)	13,0697 (0,0003) (neg.)	<5°: (Trend: 3,9364; 0,0473)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Amara makolaskii	n.s.	(Trend: 3,7887; 0,0516)	(Trend: 2,7429; 0,0977)	n.s.	5,1575 (0,0231)	n.s.	n.s.	n.s.	8,5594 (0,0034)	SPM, CRS: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VUS: 12,6417 (0,0004); PMS: VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.; VSS: 18,4230 (<0,0001)	VSS: 18,4230 (<0,0001)	VUS> HMH> OMBR> (ORG)	(ORG), (FH), OMBR, HMH, VUS, VSS	keine	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3: 5,0548 (0,0246) (neg.); >4: (Trend: 2,7106; 0,0997) (neg.)	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30, >50: n.s.	20,7373 (<0,0001) (neg.)	<5: n.s.
Anisodactylus binotatus	n.s.	n.s.	4,0904 (0,0431)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	11,1422 (0,0008)	SPM, SPS, CRS: n.s.; MHO: 42,5590 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 3,3351; 0,0678) (neg.)	(Trend: 3,6280; 0,0568) (neg.)	VPR, PMS: n.s.; VPS: (Trend: 3,5140; 0,0609); VSS: 17,6329 (<0,0001); VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	MHO: 42,5590 (<0,0001)	HMH> VSS> FH> OMBR> (VPS)	FH, HMH, MHO, (MWSI: neg.), (MWP: neg.), (VPS)	Kein	n.s.	n.s.	n.s.	>3: n.s.; >4: 4,4597 (0,0346) (neg.)	n.s.	>0,3, >1, >3: n.s.	>30: 10,1906 (0,0014) (neg.); >50: 4,0277 (0,0448) (neg.)	4,8843 (0,0271) (neg.)	(von Kiefer) NN<300: 6,2649 (0,0123); NN<600: 28,2550 (<0,0001)
Bembidion articulatum	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576)	4,6087 (0,0318)	n.s.	4,3313 (0,0374)	12,3766 (0,0004)	14,1742 (0,0002)	n.s.	n.s.	SPM, CRS: n.s.; MUF: 360,3973 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS: n.s.; VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	MUF: 360,3973 (<0,0001)	HMA> OM> FH> OMBR> (ORG)	(ORG), FH, OMBR, OM, HMA, MUF	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
Bembidion humerale	n.s.	16,4002 (<0,0001)	13,3072 (0,0003)	13,2651 (0,0003)	20,6045 (<0,0001)	29,0999 (<0,0001)	34,4162 (<0,0001)	n.s.	67,0090 (<0,0001)	SPM, CRS: n.s.; MHO: 262,3333 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS: n.s.; VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	MHO: 262,3333 (<0,0001)	HMH> HMA> OM> OMBR> (ORG)	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, MHO	TO, A, SR<2	5,5478 (0,0185)	>10, >30: n.s.; <30 (Trend: 2,8483; 0,0915)	5,9851 (0,0144)	>3, >4: n.s.	<1: n.s.; <2: 4,4120 (0,0357)	>0,3: 5,8358 (0,0157)	>30: 14,6773 (0,0001) (neg.); >50: 13,0221 (0,0003) (neg.); <60: 12,1005 (0,0005)	8,7729 (0,0031) (neg.)	<5: n.s.; NN=450-600: 20,3491 (<0,0001)
Bradycellus ruficollis	n.s.	n.s.	(Trend: 3,7989; 0,0513)	(Trend: 3,0761; 0,0795)	3,4930 (0,0616)	12,4886 (0,0004)	14,5103 (0,0001)	n.s.	56,3326 (<0,0001)	SPM, CRS, MBH: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS: n.s.; VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 56,3326 (<0,0001)	HMA> OM> OMBR> (FH)> (NDW)	(FH), (NDW), (OMBR), OM, HMA, HMH	TM30	n.s.	>10, >30: (Trend: 2,7958; 0,0945)	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: 12,1005 (0,0005)	5,1767 (0,0229) (neg.)	<5: n.s.
Calathus micropterus	n.s.	11,5780 (0,0007) (neg.)	9,1020 (0,0026) (neg.)	26,6521 (<0,0001)	7,3768 (0,0066) (neg.)	4,8919 (0,0270) (neg.)	(Trend: 3,6218; 0,0570) (neg.)	n.s.	n.s.	SPM: n.s.; CRS: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR: 4,0252 (0,0448) (neg.); PMS: (Trend: 3,0536; 0,0806) (neg.); VPS: n.s.; VUP: 11,7639 (0,0006); CVP, BPV: n.s.; FIM: 6,3234 (0,0119); FIMA: 5,1689 (0,0230); VUB: n.s.	NDW: 26,6521 (<0,0001)	VUP>FIM>FI MA	NDW, VUP, FIM, FIMA	SR<2, T<5	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1 n.s.; <2: 7,2188 (0,0072)	>0,3>1: >3: n.s.; >50: 5,3681 (0,0205) (neg.)	>30: n.s.; >50: 18,3331 (<0,0001)	<5: n.s.	
Carabus arvensis	n.s.	n.s.	16,6942 (<0,0001) (neg.)	41,9578 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SPM, CRS: n.s.; VUG: 17,2301 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR: n.s.; PMS: 6,6815 (0,0097); VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	VUG: 17,2301 (<0,0001)	NDW	FH, neg., NDW, VUG, PMS	TO, SR<1, T<6	4,2910 (0,0383)	>10, >30: n.s.	5,1938 (0,0227)	>3, >4: 5,2805 (0,0216) (neg.)	<1: (Trend: 3,4625; 0,0628); <2: 14,9708 (0,0001)	>0,3: 8,3262 (0,0039)	>30: 16,0493 (<0,0001) (neg.); >50: 14,2837 (0,0002) (neg.)	n.s.	<5: 9,7685 (0,0018); <6: 13,4247 (0,0002)
Carabus menetriesi	n.s.	53,8930 (<0,0001)	n.s.	16,2227 (<0,0001)	64,7412 (<0,0001)	n.s.	n.s.	4,7005 (0,03202)n	n.s.	SPM: n.s.; CRS: 28,3309 (<0,0001)	80,1052 (<0,0001)	63,4255 (<0,0001)	77,2722 (<0,0001)	VPR: 72,7830 (<0,0001); PMS: 8,7633 (0,0031); VPS: n.s.; VUP: 8,0410 (0,0046); CVP, BPV: n.s.; FIM: 6,3234 (0,0119); FIMA: 5,1689 (0,0230); VUB: 17,6538 (<0,0001)	MWA: 80,1052 (<0,0001)	MWP> VPR> OMBR> MWSI> (ORG)	ORG, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, CRS, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VUP, FIM, FIMA, VUB	TO, TM30, A, F<4, SR<1, MM, HTr, T<7	38,1119 (<0,0001)	>10: 25,0429 (<0,0001); >30: 21,7156 (<0,0001)	40,4640 (<0,0001)	>3: 21,2300 (<0,0001); <2: 9,3088 (0,0023); 4-6: 23,7029 (<0,0001)	<1: 30,3958 (<0,0001); <2: 17,1921 (<0,0001)	>0,3: 39,6616 (<0,0001); >0,5: 4,4426 (0,0351)	>30: (Trend: 3,0698; 0,0798) (neg.); >50: 10,9512 (0,0009) (neg.)	5,3729 (0,0205)	<5: n.s.; <7: 25,3061 (<0,0001)
Carabus violaceus (s.str.)	n.s.	34,7696 (<0,0001)	n.s.	33,8623 (<0,0001)	44,0246 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SPM, CRS: n.s.	46,3531 (<0,0001)	37,2983 (<0,0001)	9,9056 (0,0016)	VPR: 4,9114 (0,0267); PMS: 23,0108 (<0,0001); VPS: n.s.; VUP: 11,2162 (0,0008); CVP: 5,2360 (0,0221); BPV: (Trend: 3,4678; 0,0626); FIM: 15,1517 (<0,0001); FIMA: 20,7512 (<0,0001); VUB: n.s.	MWA: 46,3531 (<0,0001)	OMBR> MWSI> (ORG)> NDW>FIMA> FIM	ORG, NDW, OMBR, OM, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VUP, CVP, (BPV), FIM, FIMA	TO, TM30, A, SR<1, MM, HTr, T<7	46,4054 (<0,0001)	>10: 25,8413 (<0,0001); >30: 11,0714 (0,0009)	39,7384 (<0,0001)	>3, >4: n.s.	<1: 33,2501 (<0,0001); <2: 46,6347 (<0,0001);	>0,3: 53,0281 (<0,0001)	>30: 5,4470 (0,0196) (neg.); >50: 27,6944 (<0,0001) (neg.)	4,7121 (0,0300)	<5: 36,0813 (<0,0001); <7: 30,6618 (<0,0001); NN>600: 95,6863 (<0,0001)
Carabus violaceus_SUM	(Trend: 2,8128; 0,0935)	n.s.	7,1367 (0,0076)	32,5892 (<0,0001)	5,6777 (0,0172)	(Trend: 2,9052; 0,0883)	n.s.	n.s.	n.s.	SPM: (Trend: 2,9238; 0,0873) (neg.); CRS: n.s.	12,5091 (0,0004)	7,7716 (0,0053)	40,3131 (<0,0001)	VPR: n.s.; PMS: 7,1918 (0,0073); VPS: n.s.; VUP: 4,1105 (0,0426); CVP: 7,1665 (0,0074); BPV: n.s.; FIM: 5,3386 (0,0209); FIMA: 7,7217 (0,0055); VUB: (Trend: 3,1274; 0,0770)	MWP: 40,3131 (<0,0001)	NDW> MWA> FH> FIMA>PMS	FH, NDW, OMBR, WS/OS, OM, (SPM: neg.), CRS, MWA, MWSI, MWP, PMS, VUP, CVP, FIM, FIMA, (VUB)	TO, TM30, A, SR<1, MM, HTr, T<7	26,1075 (<0,0001)	>10: 14,3848 (0,0001); >30: 5,4720 (0,0193)	21,9187 (<0,0001)	>3, >4: n.s.	<1: 22,1496 (<0,0001); <2: 41,4637 (<0,0001)	>0,3: 31,0953 (<0,0001)	>30: n.s.; >50: 17,0703 (<0,0001) (neg.)	5,9706 (0,0145)	<5: 23,9461 (<0,0001); <7, 0: 32,5860 (<0,0001); NN>600: 14,2575 (0,0002)
Cicindela campestris	n.s.	13,0177 (0,0003)	17,8298 (<0,0001)	8,3633 (0,0038)	16,4954 (<0,0001)	55,4942 (<0,0001)	64,2364 (<0,0001)	n.s.	203,9713 (<0,0001)	SPM, CRS: n.s.	(Trend: 3,2058; 0,0734) (neg.)	n.s.	n.s.	VPR, PMS: n.s.; VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 203,9713 (<0,0001)	HMA> OM> FH> OMBR> (ORG)	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, (MWA:neg.)	Keine	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30, >50: n.s.	10,3786 (0,0013) (neg.)	<5: n.s.
Cymindis vaporariorum	n.s.	23,8774 (<0,0001)	11,3945 (0,0007)	12,4707 (<0,0001)	29,0550 (<0,0001)	40,7955 (<0,0001)	47,6673 (<0,0001)	n.s.	123,9795 (<0,0001)	SPM: n.s.; MHF: 37,2365 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR: n.s.; PMS: 21,1085 (<0,0001); VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 123,9795 (<0,0001)	HMA> OM> MHF> OMBR> (ORG)	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, MHF, PMS	SR<1	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1: 4,2783 (0,0386); <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30, >50: n.s.; <70: n.s.	n.s.	<5: n.s.

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Dyschirius globosus	(Trend: 3,3922; 0,0655)	46,3499 (<0,0001)	99,5306 (<0,0001)	5,1388 (0,0234)	15,5795 (<0,0001)	68,4889 (<0,0001)	40,8062 (<0,0001)	n.s.	68,3530 (<0,0001)	SPM, CRS: n.s.; HMO: 11,5868 (0,0007)	n.s.	(Trend: 2,9704; 0,0848) (neg.)	n.s.	VPR: n.s.; PMS: (Trend: 3,5547; 0,0594) (neg.); VPS, VUP, VUB: n.s.	FH: 99,5306 (<0,0001)	OM> HMH> ORG> OMBR> HMO	ORG, FH, NDW, OMBR, (WS), OM, HMA, HMH, MHO, MWA, MWSI: (neg.); PMS: (neg.)	TO, A, F>3	8,6101 (0,0033)	>10, >30: n.s.	4,3266 (0,0375)	>3: 4,3481 (0,0371); >4: n.s.	<1, <2: n.s.; <7: n.s.	>0,3: n.s.	>30, >50: n.s.	8,4877 (0,0036) (neg.)	<5: n.s.
Elaphropus walkeriianus	n.s.	(Trend: 3,6055; 0,0576)	4,6087 (0,0318)	n.s.	4,3313 (0,0374)	12,3766 (<0,0001)	14,1742 (0,0002)	n.s.	11,8399 (0,0006)	SPM, CRS, MHO: n.s.; HMO: 149,4991 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMO: 149,4991 (<0,0001)	HMA> OM> HMH> FH> OMBR	(ORG), FH, OMBR, OM, HMA, HMH, HMO	Kein	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	n.s.	<5: n.s.; NN=300-450; 4,4440 (0,0350)
Epaphius rivularis	n.s.	27,4367 (<0,0001)	28,6820 (<0,0001)	n.s.	26,8446 (<0,0001)	19,7348 (<0,0001)	16,5107 (<0,0001)	n.s.	3,8612 (0,0494)	SPM: n.s.; CRS: 57,5381 (<0,0001)	9,1241 (0,0025)	n.s.	8,9030 (0,0028)	VUB: 246,9194 (<0,0001); VPR, PMS, VPS, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	VUB: 246,9194 (<0,0001)	CRS> FH> OMBR> OM	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, HMH, CRS, MWA, MWP, VUB	TO, TM30, A, F>5, SR<2, MM, T<7	6,9520 (0,0084)	>10, >30: 10,5380 (0,0012); >30: 14,1158 (0,0002)	7,3810 (0,0066)	>3: 8,1685 (0,0043); >4: 15,2330 (<0,0001); >5: 4,4149 (0,0356) (<0,0001)	<1, <2: n.s.; <2 (Trend: 3,1360; 0,0766)	>0,3: 7,2346 (0,0072)	>30: (Trend: 3,5324; 0,0602) (neg.); >50: 15,2330 (<0,0001); >5: 4,4149 (0,0356) (<0,0001)	n.s.	<5: n.s.; 4,6161 (0,0317); NN>700; 54,5811 (<0,0001)
Epaphius secalis	n.s.	10,1820 (0,0014)	70,4757 (<0,0001)	n.s.	(Trend: 2,7315; 0,0984)	7,7817 (0,0053)	7,8893 (0,0050)	n.s.	11,1066 (0,0009)	SPM, CRS: n.s.; MHO: 3,3296; 0,0680; VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR: n.s.; PMS: (Trend: 3,3296; 0,0680) (neg.); VPS, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	FH: 70,4757 (<0,0001)	HMO> HMH> ORG> HMA> OM	ORG, FH, (OMB), OM, HMA, HMH, HMO, (PMS)	Kein	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30, >50: n.s.	15,1475 (<0,0001) (neg.)	<5: n.s.
Harpalus solitarius	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(Trend: 2,7793; 0,0955)	SPM, CRS: n.s.; MHO: 28,5124 (<0,0001), HMO: 48,7262 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMO: 48,7262 (<0,0001)	(HMH)	(HMH), HMO	Keine	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	5,1767 (0,0229) (neg.)	<5: n.s.
Lebia marginata	n.s.	7,2270 (0,0072)	n.s.	(Trend: 3,0761; 0,0795)	8,6818 (0,0032)	4,3558 (0,0369)	5,2360 (0,0221)	n.s.	23,7323 (<0,0001)	SPM, CRS: n.s.	(Trend: 2,9813; 0,0842)	4,8325 (0,0279)	4,4691 (0,0345)	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	HMH: 23,7323 (<0,0001)	OMBR> ORG> HMA> MWSI> MWP	ORG, (NDW), OMBR, OM, HMA, HMH, (MWA), MWSI, MWP	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	
Notiophilus aquaticus	n.s.	n.s.	n.s.	9,1349 (0,0025)	n.s.	4,0696 (0,0437)	5,3380 (0,0209)	n.s.	20,2992 (<0,0001)	SPM, CRS: n.s.; VUG: 107,9917	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VPS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, VUB: n.s.	VUG: 107,9917	HMH> NDW> HMA> OM	NDW, OM, HMA, HMH, VUG	SR<	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3, >4: n.s.	<1: 7,6578 (0,0057); <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: n.s.; >50: 5,3033 (0,0213) (neg.)	n.s.	<5: 3,9632 (0,0465); <8: (Trend: 3,1872; 0,0742)
Patrobus assimilis	n.s.	5,4143 (0,0200)	n.s.	n.s.	6,5041 (0,0108)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SPM, CRS: n.s.	14,3214 (0,0002)	20,0496 (<0,0001)	18,9338 (<0,0001)	VUP: 244,3564 (<0,0001); VPR, PMS, VPS, CVP, BPV: n.s.; FIM: 72,5742 (<0,0001); FIMA: 66,7600 (<0,0001); VUB: n.s.	VUP: 244,3564 (<0,0001)	FIM>FIMA>M WSI> MWP> MWA	ORG, OMBR, MWA, MWSI, MWP, VUP, FIM, FIMA	(TM30), F(>4), NN>1000	n.s.	>10, >30: n.s.; >30: (Trend: 2,7958; 0,0945)	n.s.	>3, >4: n.s.; >4: (Trend: 3,0170; 0,0824); >5-6: 9,0952 (0,0026)	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,1376; 0,0765) (neg.); >50: n.s.	n.s.	<5: 6,2608 (0,0123); 3,5-4: 14,9207 (0,0001); NN>1000; 19,6653 (<0,0001)
Poecilus cupreus	7,4706 (0,0063) (neg.)	11,4923 (0,0007)	6,3880 (0,0115)	20,5990 (<0,0001)	17,4401 (<0,0001)	20,8581 (<0,0001)	23,1299 (<0,0001)	9,9426 (0,0016)	35,9490 (<0,0001)	SPM: 14,4176 (0,0001); CRS: n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	VPR, PMS, VUP, CVP, BPV, FIM: 4,1515 (0,0416) (neg.); FIMA: 4,6792 (0,0305) (neg.); VUB: (neg.); VUP: n.s.	HMH: 35,9490 (<0,0001)	HMA> OM> NDW> OMBR> SPM	ORG, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM, HMA, HMI, HMH, SPM, FIM: neg. FIMA: neg.	TO, TM30, A, SR<1	8,6295 (0,0033)	>10: 8,0772 (0,0045); >30: (Trend: 2,8159; 0,0933)	10,4410 (0,0012)	>3, >4: n.s.; >1,5: n.s.	<1: 5,7496 (0,165); <2: 6,9425 (0,0084)	>0,3: 9,8139 (0,0017)	>30: 21,2948 (<0,0001) (neg.); >50: 21,5240 (<0,0001) (neg.); <40: 22,4338 (<0,0001)	4,6418 (0,0312) (neg.)	<5: 9,1204 (0,0025) (neg.)
Pterostichus diligens	15,3181 (<0,0001) (neg.)	430,8715 (<0,0001)	127,4818 (<0,0001)	130,2163 (<0,0001)	385,4226 (<0,0001)	171,6125 (<0,0001)	131,3301 (<0,0001)	58,4495 (<0,0001)	21,2941 (<0,0001)	SPM: n.s.; CRS: 10,7467 (0,0010)	197,7049 (<0,0001)	122,4774 (<0,0001)	133,8368 (<0,0001)	VPR: 50,7935 (<0,0001); PMS: 22,9411 (<0,0001); VPS: (Trend: 2,7288; 0,0986); VUP: 29,7852 (<0,0001); CVP: n.s.; BPV: 12,6603 (0,0004); EIM: 33,7607 (<0,0001); FIMA: 28,0036 (<0,0001); VUB: 9,6044 (0,0019)	ORG: 430,8715 (<0,0001)	OMBR> MWA> OM> MWP> HMA	ORG, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM, HMA, HMI, HMH, CRS, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, (VPS), VUP, BPV, FIMA, FIMA, VUB	TO, TM30, A, F>4, SR<1, MM, T<5	234,5595 (<0,0001)	>10: 195,1682 (<0,0001); >30: 158,9038 (<0,0001)	249,5506 (<0,0001)	>3: 115,2253 (<0,0001); >4: 112,2269 (<0,0001); <3: 67,8891 (<0,0001)	<1: 175,6757 (<0,0001); <2: 105,7333 (<0,0001); <3: 76,8631 (<0,0001)	>0,3: 237,7221 (<0,0001); >0,25: 26,4317 (<0,0001)	>30: 67,2158 (<0,0001) (neg.); >50: 112,9507 (<0,0001) (neg.)	n.s.	<5: 43,3132 (<0,0001)
Pterostichus minor	(Trend: 3,6853; 0,0549)	108,0557 (<0,0001)	156,2734 (<0,0001)	n.s.	28,9516 (<0,0001)	56,5962 (<0,0001)	28,5581 (<0,0001)	18,1157 (<0,0001)	n.s.	SPM: (Trend: 3,7250; 0,0536); CRS: 18,9615 (<0,0001)	n.s.	n.s.	n.s.	VPR: (Trend: 3,7673; 0,0523); PMS: (Trend: 3,7869; 0,0517) (neg.); VPS, VUP: n.s.; CVP: n.s.; BPV: n.s.; FIM: 4,1454 (0,0417) (neg.); FIMA: n.s.; VUB: (Trend: 3,6822; 0,0551)	FH: 156,2734 (<0,0001)	ORG> OM> OMBR> HMA> HMI	ORG, FH, OMBR, (WS), OM, HMA, HMI, SPM, CRS, (VPR), (PMS: neg.), VPS, VUP, FIM: neg., (VUB)	TO, TM30, A, F>4, MM	37,9098 (<0,0001)	>10: 17,4233 (<0,0001); >30: 12,7603 (0,0004)	35,8607 (<0,0001)	>3: 35,6101 (<0,0001); >4: 26,2115 (<0,0001); >5: 35,5659 (<0,0001)	<1, <2: n.s.	>0,3: 19,5681 (<0,0001)	>30, >50: n.s.	(Trend: 3,6156; 0,0572) (neg.)	<5: 5,5539 (0,0184) (neg.); NN=300-900; 17,8430 (<0,0001)

Müller-Kroehling (2015): Laufkäfer als charakteristische Arten in Bayerns Wäldern

Pterostichus oblongopunctatus	84.4404 ($\leq 0,0001$)	108.9231 ($< 0,0001$) (neg.)	53.3530 ($< 0,0001$) (neg.)	49.5607 ($< 0,0001$) (neg.)	93.6079 ($< 0,0001$) (neg.)	102.4797 ($< 0,0001$) (neg.)	88.1978 ($< 0,0001$) (neg.)	44.1175 ($< 0,0001$) (neg.)	30.9480 ($< 0,0001$) (neg.)	SPM: 10,9165 (0,0010) (neg.); CRS: 5,5403 (0,0186) (neg.)	19,7790 ($< 0,0001$) (neg.)	21,9004 ($< 0,0001$) (neg.)	21,8676 ($< 0,0001$) (neg.)	VPR: 11,9604 (0,0005) (neg.); PMS: 18,9871 ($< 0,0001$) (neg.); VPS: 18,9871 ($< 0,0001$) (neg.); VUP: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); BPV: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); FIM: 12,0881 (0,0005) (neg.)	WS: 84,4404 ($< 0,0001$)	keine	ORG: neg., FH: neg., NDW: neg., OMBR: neg., WS: OM: neg., HMA: neg., HMI: neg., HMH: neg., SPM: neg., CRS: neg., MWA: neg., MWST: neg., MWP: neg., PMS: neg., VPS: neg., VUP: neg., VUB: neg.	SI>50	53,2099 ($< 0,0001$) (neg.)	>10: 49,0302 ($< 0,0001$) (neg.); >30: 53,5563 ($< 0,0001$) (neg.)	61,5038 ($< 0,0001$) (neg.)	>3: 42,6271 ($< 0,0001$) (neg.); >4: 37,4663 ($< 0,0001$) (neg.)	<1: 55,0994 ($< 0,0001$) (neg.); <2: 26,7083 ($< 0,0001$) (neg.)	>0,3: 58,3605 ($< 0,0001$) (neg.); >1: 37,4663 ($< 0,0001$) (neg.); >2: 16,2914 ($< 0,0001$) (neg.)	>30:39,84 30 ($< 0,0001$) (neg.); >50: 55,9150 ($< 0,0001$) (neg.)	n.s.	<5°: 10,3455 (0,0013) (neg.)
Pterostichus pumilio	n.s.	n.s.	9,5308 (0,0020) (neg.)	13,3663 (0,0003)	n.s.	(Trend: 2,9890; 0,0838) (neg.)	n.s.	n.s.	n.s.	SPM: n.s.; CRS: n.s.	n.s.	n.s.	4,3407 (0,0372)	VPR: PMS: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); VPS: n.s.; VUP: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); BPV: 19,7247 ($< 0,0001$) (neg.); FIM: 12,0881 (0,0005) (neg.)	VUP: 19,7247 ($< 0,0001$)	NDW> VUB> >FIMA>FIM> MWP	NDW, VUP, FIM, FIMA, VUB	TO, A, SR<2, MM>1, T<5	5,3778 (0,0204)	n.s.	5,2444 (0,0220)	>3, >4: n.s.	<1: n.s.; <2: 22,9889 ($< 0,0001$)	>0,3: 11,8000 (0,0006) (neg.); >1: 7,0211 (0,0081); >2: n.s.	>30: n.s.; >50: (Trend: 3,2649; 0,0708) (neg.)	(Trend: 3,0405; 0,0812)	<5°: 94,6034 ($< 0,0001$)
Pterostichus rhaeticus	27,2827 ($< 0,0001$) (neg.)	332,1253 ($\leq 0,0001$)	141,8986 ($< 0,0001$)	62,5485 ($< 0,0001$)	307,7401 ($< 0,0001$)	125,6230 ($< 0,0001$)	113,6071 ($< 0,0001$)	94,4825 ($< 0,0001$)	n.s.	SPM: 5,9974 (0,0143); CRS: 13,1146 (0,0003)	140,3954 ($< 0,0001$)	71,6520 ($< 0,0001$)	82,9728 ($< 0,0001$)	VPR: 30,2616 ($< 0,0001$) (neg.); PMS: 4,8493 (0,0277); VPS: n.s.; VUP: 21,1318 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: n.s.; BPV: 21,8632 ($< 0,0001$) (neg.); FIM: 39,0052 ($< 0,0001$) (neg.); FIMA: 32,9358 ($< 0,0001$) (neg.); VUB: 12,0651 (0,0005) (neg.)	ORG: 332,1253 ($< 0,0001$)	OMB> FH> MWA> OM> HMA	ORG, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM: neg., HMA, HMI, SPM, CRS, MWA, MWST, MWP, VPR, PMS, VUP, BPV, FIM, FIMA, VUB	TO, TM30, A, F<4, SR<1	187,3311 ($< 0,0001$)	>10: 129,3282 ($< 0,0001$) (neg.); >30: 112,1085 ($< 0,0001$)	188,5219 ($< 0,0001$)	>3: 147,7945 ($< 0,0001$) (neg.); >4: 149,5174 ($< 0,0001$) (neg.); >5: 153,6594 ($< 0,0001$) (neg.)	<1: 103,9048 ($< 0,0001$) (neg.); <2: 46,9083 ($< 0,0001$) (neg.); <3: 27,9847 ($< 0,0001$) (neg.)	>0,3: 156,0468 ($< 0,0001$)	>30: 47,3584 ($< 0,0001$) (neg.); >50: 65,3449 ($< 0,0001$) (neg.)	n.s.	<5°: 14,0949 (0,0002)
Pterostichus nigrita (agg.) SUM	7,4281 (0,0064) (neg.)	250,4236 ($\leq 0,0001$)	225,3830 ($< 0,0001$)	18,8927 ($< 0,0001$)	165,4905 ($< 0,0001$)	84,2544 ($< 0,0001$)	61,8299 ($< 0,0001$)	53,0642 ($< 0,0001$)	n.s.	SPM: n.s.; CRS: 8,0489 (0,0046)	61,8299 ($< 0,0001$)	38,7371 ($< 0,0001$)	45,0329 ($< 0,0001$)	VPR: 15,0046 (0,0001); PMS: 4,8493 (0,0277); VPS: n.s.; VUP: 11,8042 (0,0006); CVP: (Trend: 3,1462; 0,0761); BPV: 18,2109 ($< 0,0001$) (neg.); FIM: 29,3596 ($< 0,0001$) (neg.); FIMA: 27,1992 ($< 0,0001$) (neg.); VUB: 6,8089 (0,0081) (neg.)	ORG: 250,4236 ($< 0,0001$)	FH> OMBR> OM> HMA>MWA	ORG, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM: neg., HMA, HMI, SPM, CRS, MWA, MWST, MWP, VPR, VUP, BPV, FIM, FIMA, VUB	TO, TM30, A, F<4, SR<1, MM>3, T<5	138,6654 ($< 0,0001$)	>10: 96,2768 ($< 0,0001$) (neg.); >30: 86,9495 ($< 0,0001$)	140,7018 ($< 0,0001$)	>3: 146,4703 ($< 0,0001$) (neg.); >4: 150,6229 ($< 0,0001$) (neg.); >5: 20,9991 ($< 0,0001$) (neg.)	<1: 75,3874 ($< 0,0001$) (neg.); <2: 29,9825 ($< 0,0001$) (neg.)	>0,3: 108,0568 ($< 0,0001$) (neg.); >1: 56,4280 ($< 0,0001$) (neg.); >2: 20,9991 ($< 0,0001$) (neg.)	>30: 35,0782 ($< 0,0001$) (neg.); >50: 45,6702 ($< 0,0001$) (neg.)	n.s.	<5°: 8,6402 (0,0033)
Pterostichus vernalis	(Trend: 3,1594; 0,0755)	n.s.	14,5862 (0,0001)	n.s.	n.s.	26,0891 ($< 0,0001$)	20,4876 ($< 0,0001$)	n.s.	89,2479 ($< 0,0001$)	SPM, CRS: n.s.; MHF: 160,5407 ($< 0,0001$)	6,7468 (0,0094) (neg.)	4,8192 (0,0281) (neg.)	5,1032 (0,0239) (neg.)	VPR: PMS: 160,5407 ($< 0,0001$) (neg.); VPS: n.s.; VUP: 160,5407 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: 160,5407 ($< 0,0001$) (neg.); BPV: 160,5407 ($< 0,0001$) (neg.); FIM: 160,5407 ($< 0,0001$) (neg.); FIMA: 160,5407 ($< 0,0001$) (neg.); VUB: n.s.	MHF: 160,5407 ($< 0,0001$)	HMH> OM> HMA> FH	FH, WS, OM: neg., HMH: neg., MWA: neg., MWST: neg., MWP: neg.	(TO), (A), (MM)	(Trend: 2,9406; 0,0864)	>10, >30: n.s.	(Trend: 2,7697; 0,0961)	>3, >4: n.s.	<1, <2: n.s.	>0,3: (Trend: 2,8257; 0,0928)	>30, >50: n.s.	(Trend: 3,3907; 0,0656) (neg.)	<5°: n.s.
Trechus alpicola	5,4945 (0,0191)	5,3179 (0,0211)	n.s.	20,5365 ($< 0,0001$)	8,7633 (0,0031)	n.s.	n.s.	4,2374 (0,0395)	n.s.	SPM, CRS: n.s.	7,8239 (0,0052)	15,9621 ($< 0,0001$)	14,3211 (0,0002)	VPR: PMS: 41,8593 ($< 0,0001$) (neg.); VPS: n.s.; VUP: 82,4601 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: 5,4400 (0,0197); FIM: 69,6484 ($< 0,0001$) (neg.); FIMA: 62,7842 ($< 0,0001$) (neg.); VUB: n.s.	CVP: 82,4601 ($< 0,0001$)	FIM>FIMA>V UP>NDW> MWSI	ORG, NDW, OMBR, WS: neg., FIM: neg., SPM, CRS, MWA, MWST, MWP, VPR, VUP, BPV, FIM, FIMA	TO, TM10, A, F<3, SR<1, MM, HT, T<4,5NN>1100	10,5273 (0,0012)	>10: 4,0117 (0,0452); >30: n.s.	11,5630 (0,0007)	>3, >4: n.s.; >5: 10,9823 (0,0009)	<1: 9,1224 (0,0025); <2: 13,7088 (0,0002)	>0,3: 18,1328 ($< 0,0001$) (neg.); >1: 4,5973 (0,0320) (neg.)	>30: 9,5564 (0,0020) (neg.); >50: 4,5973 (0,0320) (neg.)	4,2843 (0,0385)	<5°: 138,1842 ($< 0,0001$) (neg.); <4,5°: 153,5986 ($< 0,0001$) (neg.); NN>1100: 154,3957 ($< 0,0001$)
Trechus pilisensis	4,1191 (0,0424)	n.s.	14,6483 (0,0001)	n.s.	n.s.	4,5646 (0,0326) (neg.)	(Trend: 3,7709; 0,0522) (neg.)	n.s.	n.s.	SPM, CRS: n.s.	4,6540 (0,0310)	n.s.	n.s.	VPR: PMS: 19,7336 ($< 0,0001$) (neg.); VPS: n.s.; VUP: 19,7336 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: 5,9273 (0,0149); FIM: 13,2865 (0,0003); FIMA: 17,6273 ($< 0,0001$) (neg.); VUB: n.s.	CVP: 19,7336 ($< 0,0001$)	FIMA>FH> FIM>BPV>M WA	FH, WS, OM: neg., HMA: neg., MWA: neg., CVP: BPV, FIM, FIMA	F<4, SI(>50)	n.s.	>10, >30: n.s.	n.s.	>3: (Trend: 3,0817; 0,0792); >4: 5,2915 (0,0214)	<1, <2: n.s.	>0,3: n.s.	>30: (Trend: 3,6105; 0,0574); >50: (Trend: 3,4100; 0,0648)	n.s.	<5°: n.s.
Trechus splendens	n.s.	30,5571 ($< 0,0001$)	n.s.	19,5239 ($< 0,0001$)	34,5938 ($< 0,0001$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	SPM: n.s.; CRS: 4,4739 (0,0344)	53,9417 ($< 0,0001$)	49,8587 ($< 0,0001$)	53,0376 ($< 0,0001$)	VPR: PMS: 25,5710 ($< 0,0001$) (neg.); VPS: n.s.; VUP: 15,2421 ($< 0,0001$) (neg.); CVP: 21,5706 ($< 0,0001$) (neg.); BPV: 6,7641 (0,0093); FIM: 53,5808 ($< 0,0001$) (neg.); FIMA: 42,2116 ($< 0,0001$) (neg.); VUB: n.s.	MWA: 53,9417 ($< 0,0001$)	FIM>MWP> MWSI>FIMA >OMBR	ORG, NDW, OMBR, CRS, MWA, MWST, MWP, PMS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA	TO, TM80, A, F<5, SR<1, HT, T<6,5	16,8769 ($< 0,0001$)	>10: 13,5855 (0,0002); >30: 15,7139 ($< 0,0001$) (neg.); >80: 4,7823 (0,0288)	14,1905 (0,0002)	>3: 12,448 (0,0004); >4: 9,4238 (0,0021); 5-6: 10,3018 (0,0013)	<1: 10,4241 (0,0012); <2: 11,6612 (0,0006)	>0,3: 17,7008 ($< 0,0001$) (neg.); >1,5: 8,5486 (0,0035)	>30: n.s.; >50: (Trend: 5,4645 0,0194) (neg.)	(Trend: 3,8444; 0,0563)	<5°: 9,9567 (0,0016); <6,5°: 24,6065 ($< 0,0001$) (neg.); NN>800: 33,6878 ($< 0,0001$)

Anlage A.5: Literaturreferenzierung

(Vergleichende Ergebnisbetrachtung unter Berücksichtigung von Literatur und Verbreitung der Arten)

Der Aufbau innerhalb der Abschnitte für die einzelnen Habitattypengruppen folgt folgender Reihenfolge (vgl. Kap. 2.2.):

- a) Arten mit maximalem Bezug zur HTG in den Chi²-Tests; thematisch nach Aggregationsstufen sortiert, innerhalb dieser ansonsten absteigend nach der Höhe der Testwerte
- b) Arten mit entsprechendem Bezug im Chi²-Test nur über den höchsten Testwert auf HT-Ebene
- c) Arten mit maximalem Bezug zur HTG nur in den ISA-Tests
- d) Sonstige Arten hoher Stetigkeit oder Treue zur HTG oder Bezug zur HTG laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testwerte für die HTG in einem der beiden Verfahren

Sowie ferner:

- Nicht oder zu selten im Datenbestand vorhandene Arten mit möglichem Bezug zur HTG laut Literatur; dies können Arten sein, die - möglicherweise gerade wegen eines besonders strengen Bezugs zu bestimmten, sehr seltenen oder sehr selten gewordenen Lebensräumen oder intakten Ausprägungen solcher Lebensräume so selten geworden sind, dass sie im Datenbestand fehlen, ja möglicherweise sogar derzeit als verschollen gelten müssen (z.B. *Carabus nitens*, sh. im Abschnitt Kiefernwald)
- Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Ausprägungen des HT, die nicht Gegenstand der Arbeit waren; dies sind beispielsweise HT, die in Bayern nur marginal vorkommen, zu denen Arten der HTG aber möglicherweise auf Ebene Deutschlands laut Literatur einen besonderen Bezug haben (z.B. *Amara brunnea* für Eichenwälder auf Sandebenen, sh. im Abschnitt Eichenwald); als solche Kontaktbiotope werden hier auch die Pendanthabitate eingereiht, also jene naturnahen Offenland-Lebensräume ähnlichen Standortsbezugs, die nicht Haupt-Gegenstand der Arbeit sind, aber dennoch hier dargestellt werden sollen, auch und gerade, weil für viele Arten die Grenze des Vorkommens zwischen Wald- und Offenland der differenzierten Betrachtung bedarf. Dem Vorgesagten folgt aber, dass dieser Abschnitt keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann.
- Abschließend werden jeweils noch die nur in angrenzenden Gebieten (einschließlich der Alpen und auch ihres bayerischen Teils) vorkommenden Arten mit möglichem Habitatbezug kurz besprochen. Dies ist sinnvoll, da es z.T. grenznahe Vorkommen habitatspezifischer Arten gibt, von denen entweder nicht ganz ausgeschlossen werden kann, dass sie in geeigneten Habitaten auch in Bayern vorkommen, oder infolge des Klimawandels ihr Verbreitungsgebiet hierhin ausdehnen werden können. Ferner ist denkbar, dass eine Art Bayern nach der Eiszeit (bisher) nicht erreicht hat, die in Nachbarregionen einen deutlichen Bezug zum konkreten Habitattyp bzw. zur Habitattypengruppe aufweist, was für die Analyse der Art-Lebensraum-Beziehung sowohl ausbreitungsgeschichtlich als auch hinsichtlich regionaler Stenökologie relevant sein kann.

Der Aufbau innerhalb der einzelnen Artenbesprechung orientiert sich an folgender Reihenfolge:

- Allgemeine Quellen, d.h. die derzeit gültigen, aber auch älteren „Standardwerke“ mit Aussagen zu den Lebensraumansprüchen der Arten (vgl. Kap. 2.3.4.).
- Ergebnisse aus Arbeiten und Fallstudien aus dem Lebensraum
- Ergebnisse aus speziellen Referenzgebieten der HTG, sowohl innerhalb Deutschlands (z.B. zu Arten der Kiefernwälder auf Sandstandorten aus bestimmten großen Sandgebieten Norddeutschlands wie der Senne), als auch innerhalb Europas (z.B. zu Eichen-Hainbuchenwäldern aus Ungarn, sh. Kap. 2.3.4.).
- Exemplarische Fundstellen aus anderen Teilen Europas, aber aus ähnlichen Lebensräumen, um die regionale Stenökologie der Art zu beleuchten
- Angaben zur Ausbreitungsfähigkeit und Hinweise auf Bindung an bestimmte Habitatrequisiten wie Totholz; auch relevante Eigenschaften zur Biologie werden aufgeführt, wie Granivorie oder Flugfähigkeit, v.a. bei jenen Habitattypen, wo dies besonders von Belang ist (letzteres z.B. für Waldbrandflächen). Um Wiederholungen zu vermeiden wird dabei bei Vertretern der Gattungen *Cicindela*, *Calosoma*, *Bembidion*, *Harpalus*, *Ophonus*, *Amara* und *Dromius* im

Zweifelsfall davon ausgegangen, dass die Arten flugfähig, und umgekehrt, dass es Vertreter der Gattungen *Carabus*, *Cychrus*, *Abax* und *Molops* in der Regel nicht sind.

- Angaben aus weiteren Arbeiten aus Bayern, die aus methodischen Gründen nicht in den Datenbestand aufgenommen werden konnten (Zufallsbeobachtungen, Handfänge o.ä.) oder weil sie Lebensräume umfassen, die nicht Bestandteil der Arbeit sind (z.B. Äcker u.ä.)

Die Literaturquellen werden in Vergangenheitsform zitiert, wenn die Arbeit entweder aus einer Zeit stammt, als die Vegetationsverhältnisse noch deutlich unterschiedlich waren, zumindest beim betreffenden Lebensraumkomplex (z.B. Gersdorf 1937), also v.a. Arbeiten aus der Zeit vor den 1950er Jahren, oder wenn es sich um Einzelbeobachtungen handelt, die nicht verallgemeinert werden können. Handelt es sich um eher verallgemeinerbare, da repräsentativ angelegte Untersuchungen, werden die Arbeiten in der Regel in der Gegenwartsform zitiert. Wenn es sich um Aussagen oder Schlussfolgerungen direkt aus der verwendeten Quelle handelt, so ist der Beleg am Ende der Aussage platziert, wenn es sich um eigene Betrachtungen und Schlussfolgerungen aus den Daten dieser Arbeit handelt, so steht die Fundstellenangabe hinter der Beschreibung der Untersuchungsumstände.

Die Einstufung der Kongruenz der Literaturangaben erfolgt anhand zweier Kurztabelle bei den Arten (vgl. Kapitel 2). Die erste fasst die wichtigsten χ^2 -Testergebnisse aus der Anlage 4 zusammen (Tab. A.4.1.).

Tab. A.4.1.: Kurztabelle mit den wichtigsten χ^2 -Testwerten der Art

Artname (ggfs. Unterart)	Höchster χ^2 -Testwert (im Kontext der Habitatgruppe)	Höchste fünf Testwerte (im Kontext der Habitatgruppe); ggfs. zusätzlich: Höchste fünf Testwerte im Kontext aller getesteten Habitatgruppen	Alle signifikanten Testwerte	Alle signifikanten Testwerte auf für das Habitat relevante Merkmale (im Kontext der Habitatgruppe)	Weitere Habitatgruppen mit Relevanz für die Art; Nennung des insgesamt höchsten HT-Testwertes	Getestete Klimafaktoren
--------------------------	--	--	------------------------------	--	---	-------------------------

Eine weitere Tabelle gibt die Einschätzung wider, wie diese Testwerte mit der Literatur in Einklang sind (Tab. A.4.2, mit Erläuterung in Tab. A.4.3.).

Tab. A.4.2. Form der Kurztabelle mit den wichtigsten χ^2 -Testwerten der Art

	1	2	3	4		5
Zsf. Kongruenz Literatur	Lit. ME	Lit. Eur	Lit. Merk.	Lit. and. LR	Zsf. Kongruenz Merkmale	Merk. χ^2

Die Felder 1 bis 4 stufen demnach ein, wie gut die Literaturangaben mit den Testergebnissen der Art übereinstimmen (vgl. Kap. 2.3.4.). Feld 5 ergänzt noch den Vergleich mit den Habitat-Affinitäten der Art laut Literatur zu den Schlüsselmerkmalen des Habitates.

Tab. A.4.3. Inhaltsbeschreibung der Kurztabelle mit den wichtigsten χ^2 -Testwerten der Art

(1) Lit. ME	(2) Lit. Eur.	(3) Lit. Merk.	(4) Lit. and. LR	(5) Merk. χ^2
Literatur zu Mitteleuropa ist mit den Testergebnissen in Einklang	Literatur zu Europa (v.a. im Gebiet der Hauptverbreitung des Lebensraumes und der Art) ist mit den Testergebnissen in Einklang	Die Literatur zu den Habitatmerkmalen ist in Einklang mit den Testergebnissen zu Habitat-Affinitäten	Art hat erhebliche Vorkommen auch in den durch die Untersuchung nicht berücksichtigten Kulturhabitaten (Äcker u.a.)	Die Testergebnisse zu den Schlüsselmerkmalen sind mit der Affinität zum Habitat in Einklang

Eingeschätzt wird dabei, ob die Literaturangaben mit den Testergebnissen in Einklang sind. Der Maßstab dafür ist nicht, ob die ausgewerteten Literaturangaben alle zu 100% die χ^2 -Testwerte bestätigen, sondern, dass diese nicht im Widerspruch zu jenen stehen, oder aber (in Bezug auf Angaben aus anderen Regionen) sich die Abweichungen durch das Gesetz der regionalen Stenökie (Kühnelt 1943) erklären lassen.

Auch bei den aus der ISA ergänzten Arten bezieht sich die Kongruenz-Einschätzung für jene Arten auf den maximalen χ^2 -Testwert. Lediglich für die Frage der Einstufung als Charakterart wird die ISA-Kategorie verwendet.

A.5.1. Buchenwälder

Besonders relevant sind für die Arten der Buchenwälder, wie auch allgemein, die Arbeiten aus **Baden-Württemberg**, mit seiner oftmals ähnlichen Geologie, bei einer allerdings insgesamt mehr atlantischen Klimatönung. Es liegen relativ zahlreiche veröffentlichte Arbeiten vor. Scheurig et al. (1996) untersuchten Buchenmischwälder und Nadelforsten in verschiedenen Landesteilen, Trautner et al. (1998) sechs Naturwaldreservate („Bannwälder“) und angrenzende Vergleichsflächen. Hochhardt (2001) und Lamparski (1988) unterschiedliche Ausschnitte der Waldlebensräume des Schwarzwaldes, Kless (1961a, 1961b), Jans (1987) und Baehr (1984, 1984a) solche des Schichtstufenlandes.

Erhebungen aus Waldbeständen, in denen die Buchen-Dominanz durch anthropogene Förderung zugunsten der von Eichen (v.a. Traubeneiche) verschoben ist (z.B. Jans 1987, Hochhardt 2001) können speziell den Einfluss einer lichtereren Bestockung auf Buchenwald-Standorten beleuchten.

Arbeiten aus den Buchenwald-geprägten Großschutzgebieten (Schaffrath 1999, Winter 2005, Brüggemann 2008) sind wichtige Referenzen für die Buchenwaldfauna Mittel- und Norddeutschlands, ebenso wie jene aus den Naturwaldreservaten des besonders Buchen-reichen Bundeslandes Hessen (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010).

Arbeiten aus Naturwaldreservaten sind in dieser Arbeit zusammen mit den direkt anschließenden Vergleichsflächen (z.B. Trautner et al. 1998, Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) zu den Fängen des Gebietes subsummiert, da es um den Waldtyp und das Wuchsgebiet, und nicht primär die Frage der Bewirtschaftung oder Nichtbewirtschaftung des Waldes geht.

Die **Karpaten** und der **Balkan** stellen wichtige Refugien einer sehr ursprünglichen Buchenwaldfauna dar (Walentowski et al. 2010). Die Karpaten sind auch heute noch die Heimat von Buchen-Urwäldern, so dass Aufnahmen aus den dortigen Waldmassiven (Korbel 1962, Korbel 1973a, Korbel 1976a, Korbel 1976b, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010, Rizun 1999, Rizun 2003a, Rizun 2003b, Rizun 2003c, Rizun et al. 2004, Rizun et al. 2010, Rizun & Chumak 2003, Rizun & Chumak 2008, Chumak et al. 2005) wichtige Referenzen darstellen (vgl. auch Walentowski et al. 2014, auf dessen Ergebnisse hier ebenfalls zurückgegriffen wird). Da manche Arten mitteleuropäischer Buchenwälder nur im westlichen Karpatensystem vorkommen, wird hier v.a. auf jenes Bezug genommen. Arbeiten aus dem Balkangebirge sind vergleichsweise spärlich vorhanden (z.B. Brandmayr et al. 1983, Seric Jelaska et al. 2010).

Speziell auch Arbeiten aus dem Arealrandgebiet der Buchenwälder sollen Verwendung finden, um vergleichend die Spezifität der Bindung an Buchenwälder zu beleuchten. So ist in der Arbeit von Brandmayr et al. (1983) aus dem Triester Karst ein sehr steiler Gradient zu Eichenwald-Ökosystemen abgebildet, ebenso wie im pannonischen Becken (vgl. hierzu in der Einleitung zum Eichenwald in dieser Anlage).

A.5.1.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Konvolut aus Buchen- und Schluchtwäldern

Obwohl ihr Bezug zu Schluchtwäldern z.T. mindestens so stark wie jener zu Buchenwäldern ist, werden die Arten dieser Gruppe hier bei den Buchenwäldern eingruppiert. Grund ist die deutlich weitere Verbreitung von Buchenwäldern im Vergleich zu Schluchtwäldern, so dass erstere für diese Arten das flächenbedeutsamere Habitat darstellen. In Bezug auf die faunengeschichtlichen Beziehungen (s.u.) ist anzunehmen, dass diese Arten v.a. in Schluchtwäldern und vergleichbaren Wäldern lebten, bevor Buchenwälder zu Dominanz gelangten.

Pterostichus burmeisteri ist laut Literatur eine Waldart, nach Koch (1989) auch speziell, wenn auch nicht ausschließlich, der Buchenwälder, und eine reine Waldart. GAC (2009) sieht sie auch in azidophilen Laub- und Nadelwäldern, Koch (1989) besonders in Laubwäldern auf Kalk. Nach Hurka (1996) ist sie bis ins Flachland verbreitet, nach GAC (2009) auch in trocken-warmen Wäldern. Obwohl

sie nach Koch (1989) auch an Waldrändern vorkommt, ist es doch außerhalb der Alpen eine reine Waldart. Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten.

In Baden-Württemberg (Scheurig et al. 1996) ist sie montanen Waldgebieten sehr verbreitet, v.a. in den Buchenwald-Typen in hohen Aktivitätsdichten, fehlt aber z.T. im Orchideen-Buchenwald. In höheren Lagen des Schwarzwaldes (Lamparski 1988, Trautner et al. 1998) tritt sie im Buchen-Mischwald dominant auf, und in den Fichtenreinbeständen der höchsten Lagen z.T. stark zurück (Lamparski 1988, weniger bei Trautner et al. 1998). In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) tritt sie hingegen verbreitet auf, neben dem Aceri-Fagetum und dem Schluchtweiden-Gebüsch auch in Fichten-Buchen-Mischbeständen und Fichten-Reinbeständen und auch auf Borstgras-Rasen (sogar relativ am abundantesten). Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art in etwa gleich hoher Aktivitätsdichte im moosreichen Fichtenforst wie im vegetationsarmen Buchenwald. Ebenfalls auf der schwäbischen Alb erreichte sie höhere Aktivitätsdominanzen im basenreichen als im bodensauren, durch Stauässe z.T. feuchten Buchenwald mit Eichen-Dominanz (Jans 1987). Baehr (1980) schätzt sie für den Schönbuch als feuchte und lichte bzw. trockene Waldstandorte eher meidend ein; höchste Abundanzen erreicht sie dort in den moosreichen Fichtenforsten und mäßig feuchten Buchenwäldern. Im Gebiet der Wutachschlucht stellte Kless (1961b) sie v.a. in nordexponierten Buchen- und Fichtenwäldern fest, aber auch „in den übrigen Wäldern mehrfach.“ In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) kommt sie in den collinen Typen nur wenig abundant im Esskastanien-Niederwald und am abundantesten im submontanen Eichen-Niederwald vor; im montanen Hasel-Niederwald ist sie ebenfalls nur wenig vertreten. Auf Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) ist sie in allen untersuchten Gebieten stetig und abundant vertreten, z.T. abundanter im Vergleichsbestand, z.T. auf der Windwurffläche. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) fehlte sie ebenso wie in den Vergleichsbeständen, auch dem ca.60jährigen Buchenbestand.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) fehlt sie arealbedingt. In allen vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie sehr abundant vertreten. Im Edersee-Gebiet tritt sie sehr abundant auf (Schaffrath 1999), auch im Reinhardswald (Schaffrath 2001) wurde sie mehrfach nachgewiesen, im von eher feuchten Eichenwäldern geprägten Gebiet „Kranichstein“ Hessens (Rausch & Petrak 2011) fehlt sie. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) ist sie in allen untersuchten Buchenbeständen maximal stetig und abundant vertreten, wurde aber auch auf Kahlschlägen und Flächen mit Pioniergehölzen gefunden, im Fichtenforst nur wenig abundant und in den Eichen-Hainbuchenwäldern z.T. fehlend. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie abundant im geschlossenen wie im stark aufgelichteten Bestand (hier mäßig abundant) auf. Eichen-Hainbuchenwälder Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b), selbst solche der Mittelgebirge (Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964), meidet sie vollständig bzw. (letztere) weitgehend).

In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) trat sie mäßig abundant auf Kalksandstein, nicht auf saurem Sandstein auf. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) die Art nicht. In unterschiedlich stark immissionsgeschädigten Fichtenbeständen der Erzgebirgs-Hochlagen (Lorenz 1991) ist sie stetig aber meist in geringer Abundanz vertreten.

Obwohl in weiten Teilen Deutschlands ein verbreiteter und aktuell nicht gefährdeter Buchenwaldbewohner, fehlt diese Art bereits in Südbelgien. Zumindest am dortigen Arealrand, in NRW, ist die Art „stenotop und montan verbreitet“ (Kaiser 2004, Gries et al. 1973, Barner 1954). Offenbar fehlt sie z.T. auch bereits selbst in großen Waldgebieten des Süderberglandes mit Buchenwäldern aber auch stellenweise ganz (z.B. Steinweger 2004). Lauterbach (1964) fand sie v.a. in Buchenwäldern in höheren Aktivitätsdichten, v.a. jenen auf Sandstein. In einem sauerländischen Schluchtwald kam sie in hoher Aktivitätsdichte vor (Grundmann & Erbeling 1992). Auch Rehage & Feldmann (1977) konstatieren das - allerdings individuen schwache - Vorkommen in einem sauerländischen Schluchtwald. Hemmer & Terlutter (1987) fanden sie in hochmontanen Buchen- und Buchen-Fichten-Beständen und einem Fichten-Kahlschlag des Rothaargebirges, mit höchster Aktivitätsdichte in einem Kerbtal (und seinem Schluchtwald-Klima). In den höchsten Lagen des Rothaargebirges tritt sie neben Buchenwald, und hier bevorzugt auch dem krüppeligen Buchenwald, auch in Hochheiden auf (Grosseschallau 1981, Hannig & Hartmann 2006). In einem montanen Hasel-Niederwald und Eichen-Birken-Mittelwald (Kolbe 1970) tritt sie wenig abundant auf, fehlt aber in einem tiefer gelegenen Hauberg, ebenfalls im Siegerland (Fuhrmann 2007).

Die Fundpunkte am Edersee des Nationalparks „Kellerwald-Edersee“ (Schaffrath 1999) liegen weitgehend auf die höheren Bereiche südlich des Edersees beschränkt, aber ohne erkennbare Beschränkung auf bestimmte, z.B. kühlere Waldtypen. Ellenberg (1996) listet ihr Vorkommen ausschließlich in frischeren Buchenwäldern auf (basierend auf Aufnahmen im Weserbergland), nicht in den trockenen Varianten, und auch nicht im feuchten Eichen-Hainbuchenwald. Späh (1980) wies die Art im Perlgras-Buchenwald der höheren Lagen des Teutoburger Waldes, sowie in geringerer Aktivitätsdichte im Eichen-Buchenwald nach, und nicht in den untersuchten Nadelforsttypen. Andererseits fand Holste (1974) sie im Weserbergland in einem thermophilen Hangwald. Ganz offenbar verhält sich die Art am nordwestlichen Arealrand, wo Nadelforste weitgehend gemieden werden, stenöker als in Süddeutschland.

Kühnelt (1944) führt sie aus Untersuchungen in den Alpen in einer Tabelle der „auf Buchenwälder beschränkten oder nur selten in andere Wälder eindringenden Arten.“ In den Hohen Tauern (Zentralalpen) ist sie nach Franz (1943) „auf die tieferen Lagen beschränkt und scheint hier kalkarme Böden zu meiden“; er fand sie aber auch in der Zwergstrauchstufe. Auch in hochalpinen Habitaten der Südalpen kommt die Art regelmäßig vor (Franz 1936).

Apfelbeck (1904) nennt sie für verschiedene Teile der Balkanhalbinsel und bezeichnet sie als „gemein, in Gebirgswäldern.“ Brandmayr et al. (1983) beschreibt sie für den Triester Karst Sloweniens als „auf echte Buchenwälder beschränkt“, und auch Rukavina et al. (2010) fanden sie in einem kroatischen Naturpark nur in den höher gelegenen Buchenwäldern, nicht hingegen im hoch gelegenen Schwarzkiefernforst oder den tiefer als knapp 1000 m gelegenen Buchenwäldern und anderen Laubwaldtypen. Der zweijährige Entwicklungszyklus (Weidemann 1971) ist ein Hinweis auf den montanen Charakter der Art.

Im Riesengebirge kommt sie „v.a. in den gemischten Beständen der collinen Zone vor“ (als die Hurka 1958a die montane Zone bezeichnet), und steigt „über die Kare bis in die Intercalarzone [subalpine Zone] auf“ (Hurka 1958a). In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie stetig und abundant auf, etwas stetiger in basenreichen als in bodensauren, weniger stetig als in Buchenwäldern im Abietetum, und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, in den angrenzenden Kahlschlag nur randlich eindringend.

Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes Buchen-, stärker als Nadel-Totholz umfangreich als Habitat-Requisite (Schimitschek 1953/54).

In Bayern gehört sie in allen Landesteilen und Höhenstufen zu den dominanten Arten der Buchenwälder (Müller-Kroehling et al. 2014a). In einem Höhentransekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie sehr stetig und abundant in der montanen Höhenstufe auf, oberhalb der sie dann aber vollständig fehlte, d.h. sowohl im subalpinen Fichtenwald als auch im Grünerlengebüsch.

<i>Pterostichus burmeisteri</i>	S+B: 387,0978 (<0,0001)	<u>Buche:</u> BUST>MIN>LBW>BUS2>BSS; <u>Schlucht:</u> MIN>LBW>LH>WS>SIWS; <u>zusammen:</u> BUST>MIN>LBW>BUS2>BSS	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, BB ,AF, SIWS, SIES, FA, AT, ADF	A<3, B>2, TH>2, BA2, HTr, F<4, S80, GR100	(Au); Höchster HT: LF	<8,5°: 18,7931 (<0,0001); NN=300-1000: 14,1697 (0,0002)
---------------------------------	-------------------------	---	--	---	-----------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	<	<	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Die Stetigkeits- und Treue-Werte für Buchenwälder sind (sehr) hoch (92% Stetigkeit in allen Aufnahmen), für Schluchtwälder kaum geringer (88%). Diese Art, obgleich an erster Stelle als eine Art der Buchenwälder angesehen (z.B. Koch 1989), ist ein gemeinsames Element zwischen diesen beiden schattigen Laubwald-Typen, und errechnet konsequenter Weise für das Konvolut ihren höchsten und sehr hohen Chi²-Testwert. Auch die ISA ordnet die Art auf verschiedenen Ebenen zwar den Buchenwäldern (HTS2) bzw. dem AF (HT, Landwälder), im Vergleich basisch zu sauer den

basischen Buchenwäldern zu. Die Art erreicht aber auch in diesem Verfahren für das Konvolut Buche plus Schlucht die höchsten Werte. Dies erscheint zutreffend, auch wenn letzter Lebensraum für die Art in der allgemeinen Literatur keine Erwähnung findet. Affinität besteht zu den verschiedensten Ausprägungen der Buchenwälder sowie mehreren Habitatfaktoren, die gut ausgestattete Buchen- wie Schluchtwälder kennzeichnen, wie mittlere Basenausstattung und zumindest mäßig hoher Totholzvorrat.

Cychrus attenuatus ist der Literatur zufolge eine reine Waldart (GAC 2009, Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989, Hurka 1996), ohne dabei jedoch auf einen bestimmten Waldtyp spezialisiert zu sein. Sie ist eine montane Art bzw. „Gebirgstier“ (Barner 1937, Horion 1941, Müller-Motzfeld 2006a). Hurka (1996) zufolge bewohnt oder indiziert die Art „primäre Bergwälder.“ Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) wird sie für Laub- und Nadelwälder aller Feuchtestufen mit Hauptvorkommen auf frischen Standorten aufgeführt. Gebert (2006) gibt für Sachsen eine Präferenz für Laubmischwälder (Schlucht-Hangwälder, Waldmeister-Buchenwälder, Hainsimsen-Buchenwald) an, v.a. in kühlen Lagen wie solchen hoher Luftfeuchtigkeit, mit „Lichtarmut“ und entlang von Bachläufen. Im Norddeutschen Tiefland fehlt die Art (Horion 1941). Sie hat im atlantischen Teil Deutschlands nach Thiele (1977) ein Frequenzmaximum in bodensauren Eichen-Buchen-Wäldern. Barner (1937) sieht im nördlichen Westfalen (Weserbergland u.a.) eine Vorliebe für „etwas trockene, felsige, steinige Kämme und Abhänge, [...] doch auch auf feuchtem Boden.“

Hemmer & Terlutter (1987) trafen sie in montanen Wald- und Forsttypen des Rothaargebirges (NRW) nur in einer Bachschlucht an, Lauterbach (1964) indes ebenfalls im Sauerland in verschiedenen Wald- und Forstgesellschaften. In einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) trat sie abundant auf. Im Hainich als Deutschlands größtem zusammenhängenden, überwiegend auf Muschelkalk gelegenen Laubwaldgebiet ist die Art offenbar sehr selten (kein Nachweis bei Brüggemann 2008). In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) trat sie nur in jenem auf Kalk, nicht auf Sandstein auf. In Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) fehlte sie. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtnet et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie nur in den bodensauren Buchenwaldgebieten auf, nicht jenen auf Basalt oder Muschelkalk. Im Edersee-Gebiet fand Schaffrath (1999) nur ein Einzeltier. Auch im Reinhardswald (Schaffrath 2001, Korell 1983b) wurde sie (sehr) selten nachgewiesen. Eichen-Hainbuchenwälder Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b), selbst solche der Mittelgebirge (Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964), meidet sie vollständig.

Scheurig et al. (1996) fanden sie nur in einem der untersuchten Gebiete, in einem montanen AF der Schwäbischen Alb. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar dieser Region fehlte sie in beiden Varianten. Im Schönbuch (Baehr 1980) trat sie nicht auf. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie v.a. in nordexponierten Schluchtwäldern. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten war sie abundant und stetig im montanen Buchenmischwald des Südschwarzwaldes sowie mäßig abundant im Fichten-geprägten, hoch gelegenen Reservat derselben Region präsent. Lamparski (1988) fand sie dort in hochmontanen Bergmischwäldern und etwas abundanter in den hochmontanen, reinen Nadelbestockungen. Molenda (1989) stellte sie im Feldberggebiet in einigen hochmontanen Waldhabitaten wie blockreichen Fichten-Buchenwäldern oder auch einem Fichten-Reinbestand, nicht jedoch in den untersuchten Habitaten außerhalb des Waldes. Auf den Müssen des Grindenschwarzwaldes (Rausch 1993a) trat sie nicht auf. In collinen bis montanen, bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) war sie nicht vertreten.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) oder nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie ebenso wenig auf wie auf den Vergleichsflächen.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) ist sie mäßig stetig vertreten, relativ stärker in bodensauren als in basenreichen, im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ebenfalls recht stetig, im Abietetum hingegen weniger.

In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag hingegen nur in Einzeltieren. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002), fehlt sie

vollständig. Im Triester Karst (Brandmayr et al. 1983) als steilem Gradient zwischen Fagetalia und Quercetalia ist sie auf die „kühl-feuchtesten Bereiche beschränkt.“

Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes, stark zersetztes Nadel-Totholz als Lebensraumrequisit (Schimitschek 1953/54).

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie in den hochmontanen Laub(misch)wäldern auf, ebenso im Grünerlengebüsch, fehlte aber im subalpinen Fichtenwald.

<i>Cychrus attenuatus</i>	S+B: 262,71 (<0,0001)	Buche: BUS2>BUST> BUS1>BSS> MIN; Schlucht: MIN>LBW>FA> SIWS>SIES; zusammen: BUS2>BUST> BUS1>BSS> MIN	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, BB, AF, S+B, SIWS, SIES, FA, QT, ADF	Buche: A<3, B>2, BA:2, HTr, F<4, S80, GR100; Schlucht: A, B>2, BA: 2, BL>1, F:3, HTr, GR>100, S80	(Au); Höchster HT: LF	<8°: 17,6604 (<0,0001); NN=300-1100: 18,1904 (<0,0001); >300: 4,9075 (0,0267)
---------------------------	--------------------------	---	--	--	--------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	----

Die Art ist in Buchen- wie in Schluchtwäldern mit hoher Stetigkeit vertreten, aber mit nur geringer Treue. Konsequenterweise ist der Chi²-Wert für das Konvolut dieser beiden Habitattypen höher als jener der beiden getrennten Einheiten. Höchster HT ist das LF, gleichzeitig besteht Affinität zu etwas besser basenversorgten Standorten, so dass die Art einen gewissen Basenbedarf hat (was für einen spezialisierten Gehäuseschneckenjäger plausibel ist), aber andererseits möglicherweise sehr basenreiche Gebiete (in Bayern) meidet. Zu letzterem passt, dass Sie im bayerischen Jura deutliche Verbreitungslücken selbst in optimal ausgestatteten Buchen- und Schluchtwäldern aufweist, und auch in Brüggemanns (2009) Aufnahmen aus dem Hainich mit seinen Muschelkalkstandorten fehlt. Die ISA weist sie auf Ebene der HTS1 als Art des eigentlichen Schluchtwaldes aus, doch wird für das Konvolut aus Buche plus Schlucht ein deutlicher höherer IndVal erreicht. Eine Affinität zu kühlen Temperaturen wird durch entsprechende Chi²-Testwerte bestätigt.

Abax ovalis bevorzugt manchen Autoren zufolge Laubwälder (Barner 1954, Hurka 1996), nach Koch (1989) aufgrund hygrophiler Präferenz „feucht-kühle Wälder“. Mehrere Autoren nennen aber bloß Wälder ohne weitere Differenzierung (z.B. Burmeister 1939, Müller-Motzfeld 2006a).

Müller-Motzfeld (2006a) bezeichnet die Art als „in Mitteleuropa mit Ausnahme von Nordostdeutschland überall und meist nicht selten.“ Nach Burmeister (1939) kommt v.a. die Art montan und „seltener in der Ebene“ vor. Barner (1954) kommt die Art „in der norddeutschen Ebene nur an wenigen Orten“ vor. Im nordwestdeutschen Tiefland, d.h. am Verbreitungsrand, kann die Art als Charakterart historisch alter Wälder gelten (Aßmann 1994, Aßmann 1995). Beispielsweise auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat sie nur im ursprünglichen Wald, nicht aber auch den älteren, „waldartigen Aufforstungen“, den jungen Aufforstungen und den frischen Kippenstandorten auf (Neumann 1971b). An der Schwelle zum Tiefland der Lausitz fand Barndt (2004) sie in einem Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald und vereinzelt im autochthonen Vaccinio-Abietetum. Dülge (1992) stellte sie auf der Geest in Beständen des Betulo-Quercetum auf Sand sowie einmal in einem Übergang des Betulo-Quercetum und zum Fago-Quercetum fest. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) fehlt sie wohl arealbedingt.

Ellenberg (1996) führt sie für die verschiedenen Typen der Buchenwälder, aber auch „wärmeliebende Eichenmischwälder“ (nicht jedoch feuchte und frische Eichen-Hainbuchenwälder) auf, basierend auf Aufnahmen aus dem Weserbergland. Im sommerkühleren subatlantischen Raum (vgl. auch Löser 1971, 1972) findet diese Art ihre Ansprüche offenbar teilweise auch in diesem Waldtyp verwirklicht, jedoch mit geringerer Stetigkeit als im Buchenwald (Rabeler 1962). In den Eichen-Hainbuchenwäldern des nordwestdeutschen Flachlandes (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b) fehlt sie, und tritt auch in denen der angrenzenden Mittelgebirge (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) nur in Einzeltieren auf oder fehlt. Im Süderbergland (Lauterbach 1964, Steinweger 2004) tritt sie mit deutlicher Präferenz für Laubwaldbestände gegenüber Mischbeständen und Nadelforsten auf. Höchste Abundanz erreicht sie im Westsauerland

(Lauterbach 1964) im Kalkbuchenwald, tritt aber auch im bodensauren Buchenwald und Eichen-Birkenwald und wenig abundant in Fichtenforstflächen auf, nicht hingegen im Eichen-Hainbuchenwald. Auch im Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) ist sie mäßig abundant vertreten. Auf bodensaurem Substrat des Westerwaldes (Steinweger 2004) tritt sie ebenfalls abundant im Buchenwald auf, deutlich weniger im mit Fichte gemischten Bestand und wiederum weniger im Fichten-Reinbestand, auf der Verjüngungs- bzw. Sukzessionsfläche fehlend. In einem montanen Hasel-Niederwald und Eichen-Birken-Mittelwald (Kolbe 1970) tritt sie wenig abundant (erster) bis mäßig abundant (zweiterer) auf, fehlt aber in einem tiefer gelegenen Hauberg ebenfalls im Siegerland (Fuhrmann 2007). Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern basenreiche Wälder mit günstiger Humusform bevorzugt.

In allen vier untersuchten, von Buchenwäldern dominierten hessischen Naturwaldreservaten (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie abundant bis sehr abundant vertreten. Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) kommt sie vor, ohne erkennbare Beschränkung auf kühlere Waldtypen. Auch im Reinhardswald ist sie präsent (Schaffrath 2001). Im Nationalpark Hainich tritt sie abundant und stetig in den basenreicheren Buchenwäldern auf, sowie weniger abundant auch im Aspenwald und Fichtenforst und einigen (halb)offenen Habitaten, nicht hingegen im Eichen-Hainbuchenwald oder im bodensauren Buchenwald. In sächsischen Schluchtwäldern auf Kalksandstein ist sie relativ abundant vertreten, in jenen auf saurem Sandstein nicht (Krause 1995). In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) die Art nicht.

Scheurig et al. (1996) stellte sie in fast allen untersuchten baden-württembergischen Buchenwäldern und -forsten fest, außer einem AF auf Pseudogley, einem Vaccinio-Abietetum aus Fichte und Tanne und einem Kiefernforst auf LF-Standort. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten war sie v.a. im montanen Buchenmisch- und hoch gelegenen Fichten-dominierten Reservat des Südschwarzwaldes abundant und stetig präsent. Im SC des Oberrheintals fehlte sie, im Eichen-Hainbuchenwald auf Keupertonen war sie stetig, aber wenig abundant vertreten. Im kühl-feuchten- Nadelbaum-geprägten Reservat des Nordschwarzwaldes trat sie nur vereinzelt auf, im trockeneren fehlt sie, ebenso wie in den Müssen (Rausch 1993b). Auch Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den reinen Nadelbestockungen. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) war sie v.a. in einigen der Probestellen in blockigem Fichten-Buchenwald zu finden, sowie z.T. im Aceri-Fagetum und auch auf einem hochmontanen Borstgrasrasen (wenig abundant), nicht hingegen in den moorigen Bereichen und auf einer hochmontanen Weide. In Niederwäldern der collinen bis montanen Stufe des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) fehlt sie. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie in Auwald, nordexponiertem Schlucht- und Buchenwald und ebenfalls nordexponiertem Fichtenforst. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb trat sie in beiden abundant, jedoch abundanter im Kalk-Buchenwald als im eichenreichen LF auf. Ebenfalls im Jura fand Baehr (1984a) die Art in deutlich höherer Aktivitätsdichte im vegetationsarmen Buchenwald als im moosreichen Fichtenforst. Im Schönbuch kommt sie am abundantesten in moos- und farnreichen, älteren Fichtenforsten vor, andererseits auch in „ziemlich lichtem und trockenem Buchen-Eichenwald“ und wenig abundant auch noch in Kiefernforsten, feuchte Bereiche und Offenland meidend (Baehr 1980). Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie tendenziell abundanter auf den Vergleichsflächen auf, ebenso nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001).

Nach Franz (1970 in Marggi 1992) fehlt die Art in Österreich in auffälliger Weise auf kristallinen Gesteinen und kommt nach Schaberreiter (1999) „besonders auf Kalkgestein vor.“ Anders als viele andere montan getönte Waldarten wie *Pterostichus burmeisteri* tritt *Abax ovalis* nicht im Hochgebirge oberhalb der Waldgrenze auch im Offenland auf, sondern ist vielmehr auch in den Alpen eine reine Waldart (Marggi 1992, Luka et al 2009), deren Obergrenze der Verbreitung im subalpinen Bereich abrupt abbricht (Brandstetter et al. 1993, Luka et al. 2009), anders als beispielsweise bei dem eigentlich weniger montan getönten, nicht zweijährig entwickelnden *A. parallelepipedus*.

Im Triester Karst ist die „bekanntlich an Fagetalia gebundene (Thiele 1965) und kältepräferente (Thiele 1964) Art, die nach Löser (1972) auf Bodenfeuchte angewiesen ist“, auf Buchenwälder (Fagetalia) beschränkt (Brandmayr et al. 1983). Apfelbeck (1904) bezeichnet sie indes als „weitaus häufigste Art“ der Gattung und zumindest in Bosnien „überall in Wäldern“ vorkommend.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie meist stetig und abundant auf, etwas stetiger in basenreichen als in

bodensauren, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. In einem zentralböhmisches, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag praktisch fehlend. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002), obwohl innerhalb ihres Areals gelegen, fehlt sie vollständig.

In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag nur geringfügig (und nicht signifikant) weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005).

Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes Totholz „sehr häufig“ als Lebensraum-Requisite (Schimitschek 1953/54), auch du Chatenet (2005) erwähnt Funde im Totholz. Dass es sich um eine vorwiegend montane Waldart (du Chatenet 2005) handelt, manifestiert sich u.a. in der obligat zweijährigen Entwicklungszeit (Löser 1971, Löser 1972, Lampe 1975).

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie nur im Laub(misch)wald der tiefsten Stufe (830 m NN) auf, in den höheren Stufen komplett fehlend.

<i>Abax ovalis</i>	S+B: 217, 0757 (<0,0001)	<u>Buche:</u> LBW>BUST> BB>MIN>AF; <u>Schlucht:</u> LBW>SIWS>FA >SIES; <u>zusammen:</u> LBW>BUST>B B>SIWS>MIN	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF	A, B>2, BA: 2, BL>1, TH>2, HTr, GR100, S80	(Au); höchster HT: AF	<8° (Trend: 2,9874; 0,0839); <9°: n.s.; NN=300- 800: 71,9416 (<0,0001); >300: 5,5695 (0,0183)
--------------------	-----------------------------	---	---	---	--------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	----

In den ausgewerteten Daten kommt sie in hoher Stetigkeit sowohl in Schluchtwäldern als auch in Buchenwäldern vor, v.a. basenreicheren, und in Schluchtwäldern insgesamt etwas stetiger als in Buchenwäldern insgesamt. Für Buchenwälder zeigt sie hingegen eine höhere Treue als zu Schluchtwäldern. Während die ISA die Art für Schluchtwälder selektiert, weist sie in den Chi²-Tests höchste Werte für das Konvolut aus Buchen- und Schluchtwäldern auf. Die hohe Stetigkeit in beiden Gruppen rechtfertigt eine Zuordnung zu nur einer der beiden Gruppen wohl nicht, vielmehr dürften die gemeinsamen Elemente und v.a. die ähnliche mikroklimatische Ausprägung als kühl-schattiger Lebensraum, relevant für die zweijährige Entwicklung, für die Lebensraumeignung dieser Art überwiegen. Eine Affinität besteht u.a. zu Blockigkeit und Totholz. Schluchtwälder erreichen einen der höchsten Chi²-Testwerte, jedoch hinter den Laubwäldern allgemein. U.a. kommt die Art auch in frischeren Eichen-Hainbuchenwäldern der südlichen Münchner Schotterebene vor.

Die Affinitäten stimmen mit der Literatur im Prinzip überein. Eine Affinität zu kühlerem Klima ist durch Chi²-Test belegt. Die Beziehung zur Meereshöhe sieht bei dieser Art so aus (Abb. A.4.1.), dass sie anders als viele montane Waldarten - zumindest außerhalb der Alpen oder in manchen Teilen ihres bayerischen Areals - offenbar auch eine ausgeprägte Höhen-Obergrenze hat, was in Einklang mit den Angaben aus der Literatur ist. Obwohl es sich um eine montane Art handelt, liegt eine scharfe Grenze in den Hochlagen vor, die auch nicht durch Habitatbedingungen der Hochlagenwälder begründet ist, denn *A. ovalis* fehlt auch in unterschiedlichen, gut ausgestatteten Buchenwäldern der höheren Lagen des Bayerisches Waldes (d.h. über 1000 m gelegen), so am Einödriegel (1070 m NN) und in der Waldklimastation „Mitterfels“ am Hirschenstein (1030 m NN). Hierbei handelt es sich um stärker blocküberlagerte, hängige Standorte (Einödriegel) ebenso wie um schwach geneigte, wenig blocküberlagerte (WKS). (In den Bayerischen Alpen scheint diese Höhengrenze nicht zu bestehen, eig. Ergebnisse aus dem Projekt KLIP12, vgl. Müller-Kroehling et al. 2014). Kristalline Gesteine und blockreiche Standorte werden von der Art gern besiedelt (entgegen Franz 1970 in Marggi 1992, für die Schweiz).

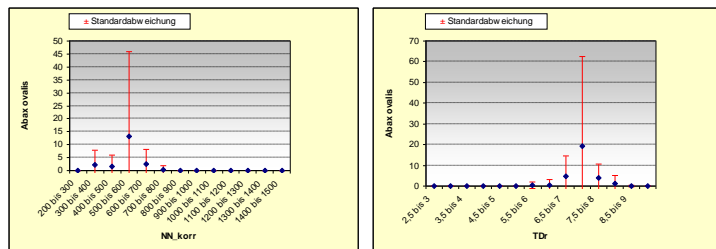


Abb. A.4.1.: Koinzidenz der Vorkommen der Art mit der Höhe und der Jahresdurchschnittstemperatur

Molops elatus ist aus der Literatur als basenliebende und petrophile Art bekannt (z.B. Barner 1954). Die Aussagen zur Feuchtigkeitsbedürfnis bzw. -präferenz in der Literatur sind widersprüchlich: Hurka (1996) sieht eine Bevorzugung trockenerer Habitats, ähnlich GAC (2009), während Koch (1989) sie eher als hygrophil einschätzt. Die Art ist keine reine Waldart, sondern kommt u.a. auch in Halbtrocken- und Magerrasen vor (GAC 2009, Dunger et al. 1980), auch wenn diese möglicherweise in Regel mit Waldflächen in räumlicher Verbindung stehen oder zumindest randlich beschattet sein sollten (Marggi 1992). Koch (1989) hebt eine Bevorzugung von Laubwäldern hervor.

Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) ist die Art auf Kalkstandorten stetig verbreitet, u.a. im Buchenwald, aber auch auf Kahlschlags- und Pionierwald-Flächen, weniger in Eichen-Hainbuchenwäldern (GC, SC) und im bodensauren Buchenwald und Fichtenforst. In einer Trockenrasen-Wald-Catena des Thüringer Muschelkalks (Dunger et al. 1980) trat sie in Orchideen-Buchenwald und Kiefernforst, in einem Trockengebüsch und verschiedenem Grünland (u.a. einem Halbtrockenrasen) auf. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) fehlt sie arealbedingt. In vier Buchen-dominierten hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie im Kalkbuchenwald sehr abundant, in den weniger basenreichen mäßig abundant bis abundant auf. Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) ist sie vereinzelt vertreten. Aus dem Reinhardswald fehlen Nachweise (Schaffrath 2001). Im Weserbergland ordnete Rabeler (1962) sie u.a. dem Seggen-Buchenwald und „durchwegs etwas lichterem Wäldern mit skelettreichen Böden“ zu. Ellenberg (1996) führt sie für Mull-Buchenwälder auf. Lauterbach (1964) stellte sie im Westsauerland fast ausschließlich auf Kalk fest, abundant sowohl im Kalkbuchenwald als auch im Fichten-Jungbestand. Auch in einem sauerländischen Schluchtwald (Rehage & Feldmann 1977) auf Kalk trat sie auf. Steinweger (2004) fand sie auf vier Buchenwald- und Forst-Flächen im Westerwald nicht. In einem montanen Hasel-Niederwald und Eichen-Birken-Mittelwald (Kolbe 1970) trat sie wenig abundant auf, fehlte aber in einem tiefer gelegenen Hauberg, ebenfalls im Siegerland (Fuhrmann 2007).

Im Unterharz stellte Tietze (1977) sie im trockenen Traubeneichen-Trockenwald des Oberhanges, im Traubeneichen-Buchen-Wald des Unterhanges, im Steinschutt-Schluchtwald sowie auch im Bachauwald fest. In der Sächsischen Schweiz fand Krause (1995) sie nur im Schluchtwald auf Kalksandstein, nicht jenem auf Sandstein oder einem Buchenwald auf Basalt. In Tharandter Nadelforsten stellte Geiler (1974) die Art nicht fest. Hempel et al. (1971) trafen sie auf Bergwiesen und -weiden des Osterzgebirges stetig an. In der Oberlausitz ist die Art extrem selten und auf montane Lagen des Zittauer Gebirges beschränkt (Gebert 2009b).

In sekundären Eichen-Hainbuchenwäldern westfälischer Mittelgebirge (Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) kommt sie vor, in den feuchten Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b) hingegen nicht.

In Südwestdeutschland tritt die Art auch auf bodensauren Standorten häufiger auf, auch solchen höherer Lagen (z.B. Lamparski 1988, Rausch 1993b, Scheurig et al. 1996, Trautner et al. 1998). Allerdings erreicht sie in den von Scheurig et al. (1996) untersuchten Wäldern die höchste Aktivitätsdichte in einem Hordelymo-Fagetum. Beispielsweise im Naturwaldreservat „Napf“ des Südschwarzwaldes (Trautner et al. 1998) mit dominierender Fichten-Bestockung ist sie stark auf Buchen-reiche Probekreise oder Lichtungen beschränkt. In hochmontanen Habitaten des Feldberggebietes im Südschwarzwald fand Molenda (1989) sie nur an wenigen Probestellen, einem hochmontanen Borstgrasrasen und einem Bachufer. In hochmontanen Wäldern des Südschwarzwaldes (Lamparski 1988) trat sie nur in den Bergmischwäldern mit Buchen- und Tannen-Beteiligung auf, nicht den reinen Nadelbeständen. Im Nordschwarzwald (Trautner et al. 1998, Rausch 1993b) ist sie in den kühl-feuchten Beständen wie auch den Missen mit Tanne und Fichte häufiger als in den lichten, Kiefern-reichen. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf

Standorten des LF (Hochhardt 2001) ist sie im montanen Esskastanien- und im submontanen Eichen-Niederwald vertreten, ohne erkennbare Präferenz für Schatten- oder Lichtphase. Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) sie in höherer Aktivitätsdichte in einer Wacholderheide als im Buchenwald, und dort häufiger als im moosreichen Fichtenforst. Im Vergleich eines basenreichen Buchen- und eines Eichen-dominierten, bodensauren Buchenwaldes der Schwäbischen Alb bei Ulm (Jans 1987) war die Art deutlich abundanter in ersterem vertreten. Im Gebiet der Wutachschlucht tritt sie in nord- wie südexponierten Schluchtwäldern, in Lindenwäldern, Buchenwäldern, in der Sprühzone von Wasserfällen und in sonnigen, aber feuchten Wäldern sowie auch Wäldern auf Silikatgestein, aber auch auf Habitaten der Kulturlandschaft auf (Kless 1961b); Kless (1961a) erwähnt sie speziell für die Schluchtwälder des Gebietes.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie stärker auf den Windwürfen als den Vergleichsflächen auf, z.T. sogar nur auf den Windwürfen. Nach einem Waldbrand im Odenwald fehlte sie, in einem Buchen-Vergleichsbestand trat sie als Einzeltier auf (Trautner & Rietze 2001).

In Buchenwäldern des Karpatensystems fehlt sie arealbedingt (Horion 1941) weitgehend, in den hier beispielhaft ausgewerteten Aufnahmen (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) ist sie nicht vertreten. Horak (2008) fand sie auf der Böhmischemährischen Höhe im trockenen Eichenmischwald, Sustek (1984) auch im Waldmeister-Buchenwald. Seric Jelaska et al. (2010) beobachteten sie in Kroatien in Beständen des Aceretum und des Abietetums. In den Eichen-Hainbuchenwäldern Ungarns und angrenzender Regionen (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie.

Die Art tritt in den Alpen oberhalb der Waldgrenze auch im Grünland auf, ist aber nicht häufig und in der Schweiz auf den Nordteil (Jura, Voralpen) beschränkt (Marggi 1992). Du Chatenet (2005) beschreibt sie für Frankreich als montane Waldart, ohne weitere Spezifizierung. In der Schweiz besiedelt sie die collinen bis montanen Lagen (Marggi 1992).

<i>Molops elatus</i>	S+B: 133,9495 (<0,0001)	<u>Buche:</u> BB>LBW>MIN> AF>LH; <u>Schlucht:</u> LBW>SIWS> MIN>SIES>LH; <u>zusammen:</u> BB>LBW> SIWS>MIN> SIES	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BB, AF, H F; SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, EI	A≤2, B>3, TH>2, BA: 0-3, (HTr), F<4, S80, GR100, S80	Eiche; Höchster HT: HF	6,2-9,6°: 34,4868 (<0,0001); NN=250-700: 64,3415 (<0,0001); NN >300: n.s.; <9°: n.s.
----------------------	----------------------------	---	---	--	---------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	----

Die Art besiedelt in Bayern v.a. verschiedene basenreiche Laubwälder, kann aber in Kalkgebieten des Jura und Muschelkalks auch in Nadelforsten angetroffen werden (z.B. Brehm 2004) und von den Wäldern auch in offene Kontaktbiotope ausstrahlen. Höchste Werte werden für das Konvolut aus Buchen- und Schluchtwäldern erreicht, was im Prinzip in Einklang mit den nicht extrem engen Ansprüchen laut Literatur steht, doch ist die Habitatbeschreibung nicht ganz einheitlich (z.B. zur Hygrophilie). Möglicherweise würde ein Konvolut aus Buchen-, Schlucht- und trockenen Eichenwäldern (ohne Sandstandorte) einen höheren Wert erzielen, da die Art zwar überwiegend nicht im Carpinion, aber regelmäßig in anderen Eichenwald-Typen vorkommt. Der χ^2 -HT-Maximalwert, für das HF erreicht, stimmt mit der Literaturangabe zu Präferenz basenreicher Laubwälder überein.

Carabus auronitens wird von Koch (1989) als Art feuchter Laub- und Mischwälder, v.a. der Buchenwälder (Fagetalia) beschrieben. Nach Müller-Motzfeld (2006a) tritt sie nur subalpin auch außerhalb des Waldes auf, und ist im Flachland nur vereinzelt zu finden. GAC (2009) führt montan-subalpine, mesophile, azidophile und auch trocken-warme Wälder als mögliche Lebensräume auf.

In Westfalen befindet sich die Art an ihrer Verbreitungsgrenze und ist eher eine Art der [Mittel]Gebirge (Barner 1937), auch wenn sie im Münsterland teilweise auch in die Ebene vorstößt (Gries et al. 1973) und hier noch in der nacheiszeitlichen Ausbreitung begriffen zu sein scheint (Hockmann et al. 1989, Terlutter 1991, Schwöppe et al. 1998), dabei aber das Sandmünsterland mit eher trockenen

Waldtypen meidend (Gries et al. 1973). Der dortige Reproduktionserfolg wird von Witterungsfaktoren beeinflusst (Althoff et al. 1994).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000b), auch den sekundären der Mittelgebirge (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981), fehlt sie meist. Eine Ausnahme stellen die Vorkommen im Münsterland dar (s.o., Klenner 1996). Im Süderbergland wurde sie in verschiedenen Waldtypen auf Kalk- und Sandstein gefunden, von Lauterbach (1964) am abundantesten im Eichen-Birkenwald und in einem Fichten-Jungbestand auf Sandstein, aber u.a. auch im Buchenwald auf Kalk. In der Aufnahme von Steinweger (2004) aus dem Westerwald fehlt sie. Fuhrmann (2007) fand sie wenig abundant aber recht stetig in den verschiedenen Stadien eines Siegerländer Hauberges.

In den Niederlanden werden eher geschlossene Wälder bevorzugt (Turin 2000), in Belgien hat die Art einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt im montaneren Süden und ein Reliktvorkommen im großen Waldgebiet des Zonienwaldes, mit möglicherweise subspezifischer Artdifferenzierung (Mathieu 1857, Desender et al. 2008).

In Thüringen ist die Art in allen Mittelgebirgen verbreitet und v.a. in „lichten Nadel- und Mischwäldern“ zu finden; in kühl-feuchten Lebensräumen wie nordexponierten Wäldern kommt sie auch in collinen Lagen vor; im Thüringer Becken weist sie eine Verbreitungslücke auf (Conrad & Hartmann 1994). Im Nationalpark Hainich mit seinen vorwiegenden basenreichen Buchenwäldern (Brüggemann 2008) ist eine deutliche Bevorzugung bodensaurer Buchenwälder festzustellen. In Ostsachsen kommt die Art „in schattigen Laub- und Fichtenwäldern [Forsten], nicht im trockenen Kiefernwald“ vor und, in allen Mittelgebirgen und ihren Ausläufern“ (Nüssler & Grämer 1966). In Tharandter Nadelforsten tritt sie sowohl in jenen aus Fichte als auch aus Kiefer stetig auf (Geiler 1974). Im Edersee-Gebiet fand Schaffrath (1999) sie nur vereinzelt, in recht verschiedenen (trockenen, feuchten) Wäldern. Im Reinhardswald ist sie offenbar sehr selten (Adeli 1964, Schaffrath 2011). In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie in den Reservaten auf Buntsandstein und Basalt abundant, und fehlt in jenem auf Muschelkalk bis auf ein Einzeltier. Sie fehlt in der Nordhälfte Ostdeutschlands (Arndt 1989) und entsprechend auch in den alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005).

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Buchen(misch)wäldern und Forsten in den meisten Beständen (AF, HF, LF, LA, VA), nicht im CF und im Kiefernforst auf LF-Standort. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten fehlt sie im SC des Oberrheintals und tritt sowohl im Eichen-Hainbuchenwald auf Keupertonen als auch im Fichten-dominierten, hoch gelegenen Wald des Südschwarzwaldes abundant auf, und sehr abundant im montanen Buchenmischwald des Südschwarzwaldes; im Nordschwarzwald fehlt sie im kühlfeuchten und tritt im lichterem, trockenerem Reservat mäßig abundant auf. Auch Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes abundant und abundanter als in den reinen Nadelbestockungen. In Müssen des „Gründenschwarzwaldes“ (Rausch 1993b) kommt sie sehr stetig vor. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) tritt sie stetig auf. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) kommt sie von der collinen bis in die montane Stufe in allen Ausprägungen mit Eiche und Hasel, nicht jedoch im Edelkastanien-Niederwald vor. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb trat sie in beiden Typen abundant auf, noch abundanter im Kalkbuchenwald als im eichenreichen LF. Baehr (1984a) fand die Art auf der Schwäbischen Alb in höherer Aktivitätsdichte im moosreichen Fichtenforst als im trockeneren, vegetationsarmen Buchenwald. Im Schönbuch ist es eine der häufigsten Arten der Gattung und „tritt in allen untersuchten Waldbiotopen auf, jedoch am häufigsten und regelmäßigsten in Fichtenwäldern und Schonungen in Bachnähe; seltener in reinen Buchenwäldern und in Auwäldern“ und „geht niemals über die Waldränder hinaus“ (Baehr 1980). Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie vor allem in Buchen- und Nadelwäldern saurer Standorte.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie in allen Varianten abundant auf, meist abundanter auf den Windwurf-Flächen als den Vergleichsbeständen. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) fehlt sie ebenso wie in den Vergleichsbeständen.

Für das östliche (Mittel)europa gibt Hurka (1996) lediglich Wälder vom Hügel- bis zum Bergland als Habitatbeschreibung an. Im System der Karpaten kommt sie in der Unterart *escheri* vor, und besiedelt hier v.a. Buchenwälder bzw. Bergmischwälder (Rizun & Chumak 2003, Rizun & Chumak 2008, Kanarsky & Rizun 2010). In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a,

Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie stetig und abundant auf, stetiger in basenreichen als in bodensauren, sehr stetig auch im Abietetum, und relativ regelmäßig auch im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006). Im Riesengebirge kommt die Art v.a. in der montanen Stufe [dort als „collin“ bezeichnet] vor und steigt ebenfalls bis in die subalpine Zone („Intercalarzone“) auf 1350 m (Hurka 1958a). In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie mäßig stetig und gering abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag vollständig fehlend.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Kódöböcz & Magura 1999, Kódöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie. In Flechten-Kiefernwäldern Polens (Szyszko 1983) tritt sie nur ab mittleren Bestandsaltern und mit relativ geringer Stetigkeit auf.

In Teilen Österreichs ist die Höhenverbreitung stärker auf höhere Lagen begrenzt (Pehr 1908). Sie ist einer der Großlaufkäfer-Arten, der auch eine arboricole Aktivität zeigt (Hockmann et al. 1989). Im Urwald Rothwald nutzt die Art ganzjährig stark zersetztes, liegendes Nadel-Totholz als Lebensraum-Requisite (Schimitschek 1953/54). Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten.

In Frankreich kommt die Art v.a. in montanen, „kalten und ein wenig feuchten Wäldern“ vor, in verschiedenen Landesteilen in verschiedenen Waldtypen aus Laub- oder Nadelbäumen (Forel & Leplat 1995, du Chatenet 2005). In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005).

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie wenig abundant in allen Höhenstufen mit dominierendem Laub(misch)wald auf, einschließlich des Grünerlengebüsches, fehlte aber im subalpinen Fichtenwald.

<i>Carabus auronitens</i>	S+B: 95, 8932 (<0,0001)	zusammen: MIN>BSS> BUS2>BUST> BUS1	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, AF, S+B, SIWS, SIES, FA, QT, NND, HL, HLW, HLH, WS,H/F, HLF, FBL, (HFH), KFH, FIKBO	A≤2, B<7, TH>2, BA:2, HTr, F<4, S80, GR100, BL>1	-; Höchster HT: LF	<8,5°: 17,2259 (<0,0001); NN>300: 7,1798 (0,0074 >800: 15,1475 (<0,0001); >1000: 10,0435 (0,0015), >1200: 17,9563 (<0,0001)
---------------------------	-------------------------	--	--	--	--------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Die Stetigkeitswerte im Buchenwald sind hoch (>50%), besonders im LF, was aber möglicherweise am vorwiegend montanen Charakter der aufgenommenen LF liegt, und auch die Treue-Werte relativ hoch. Die Stetigkeitswerte im Schluchtwald im engeren Sinne (SIES) liegen aber ähnlich hoch, und für das Fraxino-Aceretum (FA) sogar noch höher. Im Chi²-Verfahren ist der gemeinsame Wert zusammen mit den Schluchtwäldern konsequenter Weise höher als jener für Buchenwälder. In der ISA werden für die Art im Kontext der Buchen- oder Schluchtwälder keine signifikanten Werte errechnet.

Bemerkenswert ist, dass *C. auronitens* nicht wie andere montane Waldarten über die Isarleiten zwischen Landshut und Landau auch in das Tertiärhügelland hinabsteigt, sondern hier zwischen Voralpenland und Bayerischem Wald die Verbreitung (vgl. Lorenz 2004) offenbar eine Lücke aufweist. Dies könnte damit zusammenhängen, dass die montanen Waldstandorte dieses Gebietes alle basenreich sind, und würde ebenfalls für eine Säurepräferenz der Art sprechen.

Trichotichnus laevicollis ist laut Literatur zumindest in Mitteleuropa ein mehr oder weniger reiner Waldbewohner, denn nur wenige Arten wie Koch (1989) nennen auch Offenland-Habitate, die allerdings Waldkontakt haben, wie z.B. Waldwiesen. Brandmayr et al. (1983) stufen sie für den Triester Karst als eine jener Arten ein, die „auf echte Buchenwälder beschränkt“ sind, während Turin (2000) für die Niederlande eine geringere Waldbindung als für die Schwesternart *T. nitens* betont. Eine (noch) stärkere Waldbindung der Schwesternart ist in Einklang mit der Tatsache, dass *T. laevicollis* in der Schweiz (und auch in Österreich, De Zordo 1979a) oberhalb der Waldgrenze vorkommt, *T. nitens* hingegen nicht (Marggi 1992).

Kaiser (2004) beschreibt *T. laevicollis* als im gesamten Verbreitungsgebiet montane Waldart, und sieht für NRW eine Bindung an Laubwaldbestände, mit 70% der Nachweise, während sie in Nadelforsten nur selten nachgewiesen wird und in großen Nadelforstgebieten Verbreitungslücken aufweist. Koch (1989) nennt sie für einige Laubwaldtypen, u.a. Buchen-Eichenwälder). Ellenberg (1996) tabuliert ihr Vorkommen ausschließlich in frischeren Buchenwäldern (basierend auf Aufnahmen im Weserbergland), nicht in den trockenen Varianten, und auch nicht im feuchten Eichen-Hainbuchenwald.

Lauterbach (1964) stellte sie im Westsauerland in verschiedenen Wald- und Forsttypen fest, mit relativ höchster Abundanz im Eichen-Hainbuchen- und Kalkbuchenwald, weniger auf dem Fichten-Kahlschlag. In einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) trat sie mäßig abundant auf. In vier Waldbeständen des Westerwaldes (Steinweger 2004) war sie auf Buchen- und Buchen-Mischbestand beschränkt. Ant et al. (1984) fanden sie in einem historisch alten Waldgebiet am Niederrhein und interpretieren dies als Reliktvorkommen; die Art tritt dort in (wechsel)feuchten, älteren Eichen-Hainbuchenwäldern mit dichter Krautschicht auf, nicht jedoch in den Waldmeister-Buchenwäldern.

Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) ist sie offenbar selten. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) kann sie sowohl in Reservaten auf Kalk wie solchen auf Buntsandstein relativ abundant auftreten, z.T. ist sie aber auch selten (z.B. „Niddahänge“ auf Basalt) oder fehlt („Schönbuche“ auf Buntsandstein). Im Reinhardswald (Schaffrath 1999) wurde sie mehrfach nachgewiesen. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) trat sie nur in einzelnen Probeflächen auf, u.a. einem jungen Aspenwald, einem Kahlschlag, als Einzeltier im Kalkbuchenwald und nur im Hainsimsen-Buchenwald einmal etwas abundanter. In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) trat sie nur in dem auf Sandstein auf, nicht jenem auf Kalk. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) sie einzeln bis mäßig abundant in jenen aus Fichte. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) fehlt sie, möglicherweise auch arealbedingt (vgl. Müller-Motzfeld & Schmidt 2008 zu einem möglichen früheren Vorkommen).

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern nicht. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten fehlt sie im Carpinion und ist in allen montanen Reservaten vertreten, in denen des Nordschwarzwaldes nur in Einzeltieren, und im Buchen-Mischwald abundanter als im Fichten-geprägten Reservat des Südschwarzwaldes, aber nicht konzentriert auf die Buchen-reichen Teile. Auch Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den reinen Nadelbestockungen. Sie fehlten in Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001), ebenso wie den Missen (Rausch 1993b). Vereinzelt tritt sie auch in hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) auf, z.T. im quelligen oder blockreichen Wald oder relativ abundanter auf einem Borstgrasrasen. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie nicht. Im Schönbuch ist sie viel seltener als *T. nitens* und wurde nur im Anmoor (Bruch) gefunden (Baehr 1980).

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie ebenso wenig auf wie nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie meist stetig auf, stetiger in basenreichen und im Abietetum als in bodensauren, weniger stetig im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006). In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie vollständig, obwohl sich ihr Areal auch über das südliche Osteuropa erstreckt.

Für die Balkanhalbinsel nennt Apfelbeck (1904) sie in Bosnien-Herzegowina „verbreitet, namentlich in feuchten Gebirgswäldern.“ In hochalpinen Habitaten der Südalpen kommt die Art regelmäßig vor (Franz 1932, Franz 1936).

<i>Trichotichnus laevicollis</i>	S+B: 82,78 (<0,0001)	Buche: MIN>LBW> BUST>AF>WS; Schlucht: MIN>SIWS> LBW >SIES, AT; zusammen: MIN>SIWS>LB W>BUST>SIES	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF; SIWS, SIES, FA, AT	A≤2, B>2, TH>2, BA:0-3, HTr, F<4, S80, GR100	-; Höchster HT: AF	<8,5°: 7,1940 (0,0004); NN=300-800: 71,9416 (<0,0001)
----------------------------------	-------------------------	---	--	---	-----------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	----

Dass der höchste χ^2 -Wert für das Konvolut aus Buchen- und Schluchtwäldern erreicht wird, ist in Einklang mit der Literatur. Es bestehen ferner Affinitäten zu einer ganzen Reihe von Schlüsselfaktoren, die auch für Schluchtwälder prägend sind (Basenreichtum, Blockigkeit, Totholz, Habitattradition, lehmiger Boden, günstige Auflageform, montane bzw. kühl-feuchte Klimatönung, u.a.), doch sind diese bis auf den Bezug zum Bestandsklima in der Literatur kaum erwähnt.

Die Funde von Ant et al. (1984) am Arealrand der Art im Rheinland korrespondieren mit eigenen Funden auf der Münchner Schotterebene, ebenfalls in einem feuchteren, krautreichen Eichen-Hainbuchenwald in der Nähe eines Baches, und ebenfalls am Rand des (sub)montanen Bereichs. Auffallend war ein Befall mit Laboulbenialen.

Basenreiche Buchenwälder, Asperulo- und Hordelymo-Fagetum (BB, AF, HF)

Der Blaue Laufkäfer (*Carabus intricatus*) ist in Mitteleuropa weitgehend ein Bewohner von Wäldern und vergleichbaren Habitaten wie Villengärten (Hurka 1996) und Parks. Trautner (1996a) nennt die Art für Baden-Württemberg für Laubwälder verschiedener Feuchtestufen als Hauptvorkommen sowie für Weinberge als Nebenvorkommen. Die Art wird einhellig als wärmeliebend beschrieben (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), so von Schaberreiter (1999) als Bewohner von „Wärmehängen, lichten Wäldern und Waldrand.“ Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als thermophil und silvicol ein. In den östlichen Bundesländern ist sie typisch für Kiefern-Birken-Mischwälder auf Sand oder Fels und Hangwälder an Flusstälern (Arndt 1989). Auch in Thüringen (Conrad & Hartmann 1994) werden speziell wärmegetönte Talhänge besiedelt. Trost (2001) fand die Art regelmäßig und z.T. sogar in hoher Zahl in Trockenwäldern und lichtem Trockengebüsch des Saaletales. Im Hainich als Deutschlands größtem zusammenhängendem Laubwaldgebiet ist die Art offenbar sehr selten und zuletzt 1966 nachgewiesen worden (Weigel & Apfel 2011), durch Brüggemann (2008) gelang kein Nachweis. Lorenz (1999) bezeichnet sie als in „wärmebegünstigten, relativ naturnahen Laubwäldern des Dresdner Elbtales relativ häufig“ und regelmäßig unter Totholzrinde zu finden.

In den Untersuchungen baden-württembergischer Wälder von Scheurig et al. (1996) trat sie in den wärmeren Gebieten auf, sowohl im LF des Oberrhein-Tieflandes als auch im Kiefernforst auf Standort des LF. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) ist sie im montanen Esskastanien- und im submontanen Eichen-Niederwald vertreten, ohne erkennbare Präferenz für Schatten- oder Lichtphase.

Nenadal (1988) listet sie für Tschechien für Wälder vom Typ Quercion robori-petraeae. Straka (1989) fand sie im Wienerwald im Ahorn-Eschen-Schluchtwald eines Gipfelbereiches, im mäßig frischen Traubeneichen-Mittelwald und vereinzelt einem angrenzenden, nordexponierten Kahlschlag.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt mäßig stetig auf, etwas stetiger in basenreichen als in bodensauren, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) wird sie nur gelegentlich gefunden.

Wiederholt wurde die Art auch in Kiefern (*Pinus*)-Bestockungen nachgewiesen (z.B. Arndt 1989, Müller-Motzfeld 1992, Kielhorn 2004, Scheurig et al. 1996, Schaberreiter 1999 für einen niederösterreichischen Schwarzkiefernwald; sh. im Abschnitt Kiefernwald). Persohn (mdl. Mitt. 2009) zufolge stellt sie hier *Rhagium*-Larven nach.

In Südsandinavien ist sie im Widerspruch zur nördlichen Lage und Thermophile auf Laubholz-Schluchten beschränkt, v.a. solchen mit Buchenbestockung, und tritt in feuchten, schattigen Habitaten mit „humusreichem Boden“ auf (Lindroth 1949, Lindroth 1986).

An ihrem nördlichen Arealrand (Nordostdeutschland: Wrase 1979, Jakob & Richter 1980, Stegemann 1981a, Schulz 1983; Großbritannien: Allen 1989) galt sie bereits mehrfach als ausgestorben oder verschollen. Die Wiederfunde gelangen stets in naturnahen Beständen (Eiche, Buche, Mischwald) und im Kontext von Totholz (unter der Rinde, unter Moos auf Totholz o.ä.) v.a. von Eichen, Buchen oder Kiefern. In Bialowieza wird die Art gutachterlich als „Urwaldart“ bzw. Altwaldrelikt eingestuft (Karpinski & Makolski 1954, Sklodowski 2002, Sklodowski 2005a, Sklodowski 2005b), ebenso den polnischen Karpaten als typisches Element der dortigen Urwaldreste (Pawlowski 2008). Karpinski & Makolski (1954) beschreiben, dass die Art aus dem Polen benachbarten Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs „im Zuge der Forstkultur“ verschwand. Allerdings nennt Müller-Motzfeld (1992) für Mecklenburg-Vorpommern auch „seltene Nachweise auf Zwergstrauch- und Kiefernheide-Standorten.“ In der Ueckermünder Heide ist die Art recht verbreitet und wurde nach 1977 offenbar zunehmend häufig gefunden (Stegemann 2002). Kielhorn (2004) fand sie in einer älteren Braunkohlen-Rekultivierungs-Aufforstung am Rande der Niederlausitz, und leitet daraus eine (gewisse) Ausbreitungsfähigkeit sowie nicht gegebene Bindung an Altwaldbestände ab. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf (Trautner & Rietze 2001).

Die Art verfügt über eine obligate Diapause mit Kaltphase (Malausa 1977), was sie trotz Thermophile (z.B. Stegemann 1981b) an gemäßigte Klimate bindet und ihre südliche Verbreitungsgrenze (vgl. Turin et al. 2003, Forel & Leplat 1995) erklärt. In der südfranzösischen Ardèche, nahe dieser südlichen Grenze, ist die Art „selten und von wenigen Lokalitäten bekannt“, und „scheint sehr anspruchsvoll bezüglich der Feuchtigkeit zu sein“ (Balazuc 1984). In manchen Teilen ihres Areals kommt sie nur in mittleren Höhenlagen vor (Turin et al. 2003). In Italien werden nur Alpen- und Voralpen besiedelt, in Höhenlagen von der Ebene bis auf 1600 bis 1700 m (oberhalb der Waldgrenze, hier aber nur ganz vereinzelt) (Casale et al. 1982). Im Übrigen ist es eine reine Waldart, die schattige, frischere Habitate wie Buchenwälder und Nadelwälder mit „reichlichem Strauchwuchs“ besiedelt, also unter italienischen Bedingungen nicht ausgesprochen xerophil ist (Casale et al. 1982). In Frankreich kommt sie in „praktisch allen Waldtypen“ bis 1200 m NN vor, aber „offenbar bevorzugt in Nadel- und Kastanienwäldern“; der äußerste Süden des Landes wird nicht besiedelt (Forel & Leplat 1995).

Sie tritt fast ausschließlich in geringen Siedlungsdichten auf, und hat zudem unter den *Carabus*-Arten die stärkste Angewohnheit, auch Bäume und Felsen zu besteigen (Sustek 1999, Forel & Leplat 1995), wie auch eigene Beobachtungen der Art aus dem NWR „Rusler Wald“, in einem alten, auf ca. 2 m hängenden Nistkasten zeigen. Sie könnte daher mit Bodenfallen untererfasst sein, da die Kombination aus geringer Siedlungsdichte und reduzierter Bodenaktivität für geringere Aktivitätsdichten am Boden sorgt.

Die Art scheint eine Affinität für totholzreiche Habitate zu haben (Casale et al. 1982, Karpinski & Makolski 1954, Sklodowski 2002, Sklodowski 2006a, Sklodowski 2006b, Pawlowski 2008), sowohl als Versteck- und Überwinterungshabitat wie auch als Ort der Nahrungssuche (s.o.).

<i>Carabus intricatus</i>	BB: 47,3490 (<0,0001)	BUST>S+B>HF >LBW>MIN	MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, A F, HF	A≤2, BA:0-2, (HTr), F<4, S70	-; höchster HT: HF	6-8,5: 6,5792 (0,0103); NN=300-800: 11,1234 (0,0009)
---------------------------	-----------------------	----------------------	---	------------------------------	--------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Einstufung als Art basenreicher Buchenwälder durch die Chi²-Testserien ist in Übereinstimmung mit der Literatur. Diese legt jedoch den Schluss nahe, dass die Art - auch in Bayern - in den kaum untersuchten Eichen-Trockenwäldern ebenfalls einen wichtigen Lebensraum, und möglicherweise den Vorzugslebensraum hat. Ferner kann sie, und dies ebenfalls auch in Bayern (so im NWR „Dürrenberg“ auf Kreidesandstein der Oberpfalz), auch in reinen Kiefernforsten auftreten (sh. im Abschnitt Kiefernwälder), so dass eine Einstufung als Naturnähezeiger oder Zeigerart von Biotoptradition zumindest in Bayern wohl nur bedingt gerechtfertigt ist. Die weite Verbreitung im Vorderen Bayerischen Wald (Apfelbacher 1988) zeigt, dass sie kein extrem (xero)thermophiles Element ist. Das

bevorzugte Vorkommen in mittleren Höhenlagen bzw. mit Ober- und Untergrenze der Höhenverbreitung aus der Literatur kann bestätigt werden.

Leistus spinibarbis besitzt eine eher südeuropäische Verbreitung (Horvatovich 1971, ohne den von ihm als Subspecies aufgefassten *L. montanus*) und kommt nur im Nordwestteil Bayerns vor. Sie gilt in Deutschland vorwiegend als typische Art offener Lebensräume wie Halbtrockenrasen und Weinberge (GAC 2009), „Wärmehänge, Kalktriften“, Kalksteinbrüche, Heide, aber auch „lichter trockener Wälder“ (Koch 1989). Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) führt als Hauptvorkommen Weinberge und Nebenvorkommen in trockenen Nadel- und Laubwäldern (sowie trockenem Grünland). Müller-Motzfeld (2004) klassifiziert die Art als thermophil. In Nordwestfalen bevorzugt sie Kalkstandorte oder Sand über Kalk, weniger Sandstein, und kommt v.a. auf sonnigen Hängen mit Steinbrüchen oder Mergelgruben u.ä. Lebensräumen vor (Barner 1949).

Im Nationalpark Hainich wurde die Art in einem nordexponierten Waldgersten-Buchenwald auf skelettreichem Oberboden gefunden, sowie „am Waldrand eines Fichtenkahlschlags“ (Brüggemann 2008). Barner (1949) erwähnt Versteckplätze und Winterquartiere unter der Rinde von Holz und am Fuß von Bäumen. Steinweger (2004) fand ein Einzeltier auf einer Verjüngungsfläche des Westerwaldes.

Zumindest in manchen Teilen des Verbreitungsgebietes kommt sie regelmäßig und z.T. sogar bevorzugt in Wäldern vor. In Nordbelgien lebt die Art „auf trockenen Standorten mit Aufschlag von Bäumen oder Sträuchern“ (Desender et al. 1995). In den Niederlanden (Turin 2000) erreicht sie relativ höchste Stetigkeit und Abundanz in jungen und trockenen Nadelwäldern, ferner auch in Eichen-Hainbuchenwäldern und in Buntgrasflächen auf Dünen vorkommend. Auch Luff (1998) bezeichnet sie für Großbritannien als vorwiegende Waldart, die daneben auch noch in Dünen vorkomme, Terell-Nield (1990) führt sie auf der Liste eigentlicher Waldarten, Jukes et al. (2001) für britische Wälder als „Waldgeneralisten“. In Frankreich (du Chatenet 2005) kommt sie von der Ebene bis 1500 m im Wald und feuchten Weiden vor. Für die Rhône-Alpes wird die Art zwar als montan, aber als Art des Grünlandes und wenig spezialisiert eingestuft (Coulon et al. 2000). In Italien (z.B. Brandmayr & Zetto Brandmayr 1984a, Brandmayr & Zetto Brandmayr 1984b, Taglianti & De Felici 1994) und dem Balkan (z.B. Rukavina et al. 2010) tritt die Art regelmäßig in Wäldern und speziell auch (oftmals eher hoch gelegenen bzw. die höheren Vegetationsgürtel darstellenden) Buchenwäldern auf. Das Karpatensystem liegt nur teilweise innerhalb des Areal der Art (Turin 2000). In dessen Buchenwäldern (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) fehlt sie ebenso wie im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006).

Hartmann (mdl., in Brüggemann 2008) sieht für Mittelthüringen „aktuelle starke Abundanz- und Fundortverluste“ als Folge „zunehmender Abschattung nicht offen gehaltener Hanglagen.“ Die Karte in Trautner et al. (2014) legt am östlichen Arealrand, der in Sachsen und in Westbayern liegt), durch mehrere nur historische Funde eher einen Arealrückgang nahe. Für Westfalen spricht Rudolph (1976a) hingegen von einer Ausbreitung. Sie ist flugfähig (Turin 2000).

Die Angaben von Molenda (1999b) zum Vorkommen der Art in Kaltluft-erzeugenden Blockhalden dürften auf *L. montanus* zu beziehen sein.

In Weinbergen der Fränkischen Platte (Götzke 2006) tritt sie mit hoher Stetigkeit auf.

<i>Leistus spinibarbis</i>	AF: 35,7458 (<0,0001)	BB>S+B>BUST	BUST, S+B, BSS, LF: neg., BB,AF	B>2, S(80)	-; höchster HT: AF	>8°: n.s.; NN<600: n.s.
----------------------------	-----------------------	-------------	---------------------------------	------------	--------------------	-------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Wie bei mehreren Arten mit (sehr) beschränkter Verbreitung in Bayern beruhen die Ergebnisse auf entsprechend geringerer Datenbasis. Da wärmere Standorte bevorzugt werden, ist jedoch bei steigenden Jahresdurchschnittstemperaturen mit einer Ausbreitung der flugfähigen Art in größere Teile Bayerns zu rechnen. Das Chi²-Verfahren weist für das AF die höchsten Werte aus. Die Funde in diesem Lebensraum gelangen durchweg in älteren und daher etwas lichterem, sonnseitig exponierten Buchenwäldern. Dieser Maximal-Chi²-Wert innerhalb der Wälder und naturnahen Lebensräume ist durchaus in Einklang mit den Literaturangaben aus Regionen Europas mit milderem Klima. Dass der

tendenziell eher kühl-feuchte Buchenwald als Lebensraum dient (wenn auch in eher lichten Ausprägungen in Hanglage), und nicht thermophilere Waldgesellschaften, könnte andeuten, dass zu diesem Waldtyp über andere Faktoren eine gewisse Affinität besteht, was jedoch der weiteren Überprüfung bedarf, wenn die Art sich in Bayern weiter ausbreitet.

Aptinus bombardaria, eine Art mit sehr beschränktem Areal in Bayern, ist in den Ostalpen und Osteuropa eine häufige, z.T. sogar dominante Waldart. Literatur zur Habitatpräferenz in Deutschland ist spärlich. In Tschechien und Slowakei lebt die Art in „Laubwäldern, oft in Geröllhängen, v.a. auf Kalk“, vom Flachland bis zum Bergland, v.a. im Hügelland“ (Hurka 1996). Sie ist brachypter (Hurka 1996).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie nur teilweise und dann z.T. abundant auf, etwas stetiger in bodensauren als in basenreichen, und im Abietetum und Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. In Osteuropa ist sie kein reiner Buchenwald-Spezialist. Beispielsweise in Bosnien-Herzegowina ist sie „in Gebirgswäldern überall häufig bis an die Baumgrenze“ (Apfelbeck 1904). Sowohl Buchenwälder auf basenreichen als auf silikatischen Substraten werden im österreichischen Alpenraum besiedelt (Waitzbauer et al. 2003). Ferner werden weitere Laubwaldtypen wie Eichen-Hainbuchenwälder oder Schwarzkiefernwälder in Österreich ebenfalls als Habitat genutzt (z.B. Waitzbauer et al. 2003, Prunner 2009). Im mährischen Karst wurde sie sehr abundant an einem „Laubwaldrand mit reichem Unterwuchs des Verbandes Carpinion“ gefunden (Stastna & Bezdek 2001). Buchenwälder werden in Ungarn zwar gegenüber Fichtenforsten bevorzugt (Elek et al. 2001), aber jene auch nicht völlig gemieden (Magura et al. 2004). In ungarischen und slowakischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie, kommt aber bei Kadar & Szel (1993) in einer sekundären Ausprägung auf Buchenstandort vor. Auch in einer aufgelassenen Streuobstwiese in Ungarn trat sie abundant auf (Fazekas et al. 1992).

<i>Aptinus bombardaria</i>	AF: 17,8531 (<0,0001)	BB>(S+B)	(S+B), BB, AF	n.t.	-; höchster HT: AF	n.t.
----------------------------	--------------------------	----------	---------------	------	-----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	(+)	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	-----	---	---	---	----------------------------	---

Im östlichen Bayerischen Wald erreicht diese Art den Rand ihres Areals und tritt offenbar nicht in allen Buchenwäldern auf. Eine tatsächliche Präferenz für Waldmeister-Buchenwälder erscheint möglich, möglicherweise ist sie innerhalb des kleinen bayerischen Teils ihres Areals, der für sie den Nordwestrand des Areals darstellt, etwas stärker auf bestimmte Vorzugshabitate angewiesen (möglicherweise das AF), als in dessen Zentrum. Hierfür sprächen die nur sporadischen Funde selbst innerhalb des von ihr potenziell besiedelten Teiles des Bayerischen Waldes. Im österreichischen Teil der böhmischen Masse (z.B. NP Thayatal, Prunner 2009) ist sie allerdings nicht auf Buchenwälder beschränkt. Die Art ist in Bayern so arealbeschränkt, dass der Datenbestand zu eingeschränkt ist, um einen hohen χ^2 -Wert zu erreichen.

Philorhizus notatus ist laut Literatur eine wärmeliebende (Müller-Motzfeld 2006a, Barner 1954), v.a. im Norden ihres Areals xerophile (Desender et al. 1995, Turin 2000) oder insgesamt xerothermophile (Koch 1989, Marggi 1992, Müller-Motzfeld 2004) Art. Trautner (1984) gibt „trockenwarme Gebiete, v.a. Halbtrockenrasen“ als Lebensraum an. Neben offenen Trocken- und Wärmebiotopen ohne intensive Nutzung, wie Wärme- und Trockenhängen, Kalktriften, Heiden, Dünen (in Großbritannien v.a. Küstendünen, Luff 1998) und Steinbrüchen als Sekundärlebensraum (Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009 u.a.) werden von mehreren Autoren auch „mäßig schattige“ (Hurka 1996) Habitate wie Waldränder oder lichte und junge Waldentwicklungsphasen genannt (Hurka 1996, Marggi 1992, Desender et al. 1995, Turin 2000, GAC 2009, Luka et al. 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in „ausdauernden Ruderalfluren“, mit Nebenvorkommen in Sandtrockenrasen. Laut Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) hat sie Hauptvorkommen auf kalkreichen Magerrasen, Weinbergen und auf Felsstandorten sowie Nebenvorkommen auf kalkarmen Magerrasen, trockenen Äckern, trockenen Laubwäldern, „Sonderbiotopen“ auf Sandstandorten und trockenen Rohbodenstandorten.

Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art (in geringer Aktivitätsdichte) in einer Wacholderheide. Stegemann (2002) nennt sie für die Ueckermark Heide „in den Reitgrasbeständen

der Kiefernheiden verbreitet.“ In einer Trockenrasen-Wald-Catena des Thüringer Muschelkalks (Dunger et al. 1980) trat sie in einem Trockengebüsch und einem Trockenrasen auf. Trost (2001) fand die Art mehrfach in Einzeltieren in Trockenwäldern und lichten Trockengebüschen des Saaletales. Schaffrath (1999) beobachtete ein Einzeltier am Edersee in einem trockenen, felsigen Waldbereich mit Nadelbaum-Beimischung und u.a. Wacholder und Flechtenrasen als Resten bzw. Anklängen heideartiger Vegetation. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie vereinzelt auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001).

Die Art ist weniger arboricol als die meisten anderen Dromiiden (Büngener et al. 1991) und überwintert Marggi (1992) zufolge anders als jene auch nicht unter der Rinde von Bäumen. Sie lebt aber zumindest teilweise auch arboricol, laut Turin (2000) u.a. auf Eichen und Kiefern („Dennen“), nach Jeanne (1972b in Campos Gomez & Novoa Docet 2006) v.a. an Nadelbäumen. Herbig (2006) und Marggi (1992) erwähnen sie speziell von Fichten-Waldrändern. Sie wurde auch in Borckenkäferfallen im Mischwald gefunden (Mosbacher 1989 in Büngener et al. 1990). Krause (1974) fand sie in einer Fichtenschonung, Büngener et al. (1991) auch unter Nadelholzrinde.

Du Chatenet (2005) gibt als Fundorte (für Frankreich) „auf Nadelbäumen“ an. Auch Luka et al. (2009) führen neben jungen Waldphasen (s.o.) Nadelwälder als Lebensraum auf. In Bezug auf die Beschirmung bezeichnet Coulon et al. (2000) die Art für die Rhône-Alpes als „indifferent“, in Bezug auf die Feuchtigkeit aber als hygrophil, was von den meisten anderen Literaturfundstellen abweicht. Im Ardèche-Teil dieser Region wurde sie u.a. unter Rinde von Waldkiefer und Platane (*Platanus spec.*) gefunden (Balazuc 1984). In Galizien (Nordwestspanien) ist sie trockenheitsliebend, und (u.a.) unter der Rinde von Eichen nachgewiesen worden (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010), Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlt sie. Auf Bergen Nordostgriechenlands wurde sie sowohl oberhalb der Waldgrenze als auch im Buchenwald gefunden (Wolf 2003).

Herbig (2006) stellte sie im unteren wie oberen Kronenbereich von Randfichten in einem Fichtenforst des Tertiärhügellandes fest. Auch bei Starnberg wurde die Art unter der Rinde von Fichtenbrennholz beobachtet, ferner auf einem Trockenhang der südlichen Frankenalb (Fuchs & Bußler 2007).

<i>Philorhizus notatus</i>	HF: 17,2479 (<0,0001)	LBW>(S+B)	LBW, (S+B), HF	Keine	-; höchster HT: AF	>8° (Trend: 2,7273; 0,0986); NN<500: 4,4860 (0,0342)
----------------------------	--------------------------	-----------	-------------------	-------	-----------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der geringe χ^2 -Maximalwert erklärt sich sicher durch die nicht einbezogenen Lebensräume im Kulturland und die aufgrund zumindest partiell arboricoler Lebensweise anzunehmende Untererfassung. Ein starker Bezug zum HF könnte am ehesten über Felsdurchragungen erklärt werden, die dieser häufig aufweist, sowie möglicherweise eine Bevorzugung von Kalk; eine Bindung an Kalk, oder an Laubwald oder überhaupt an Wald, besteht indes offenbar nicht.

Bodensaure Buchenwälder, Luzulo-Fagetum

Carabus linnei (sh. auch bei den Fichtenwäldern) ist eine montane Waldart (Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009) „ausgedehnter Waldmassive“ (Hurka 1996). Koch (1989) sieht Vorzugshabitate in lichten, feuchten Laubwäldern und am Ufer von Waldbächen sowie in Waldmooren, Müller-Motzfeld (2006a) ein Vorkommen in mehr oder weniger feuchten Wäldern. Turin et al. (2003) beschreiben ihre Habitate in Mitteleuropa v.a. als kühl-feuchte Wälder und Waldsümpfe, mit Bevorzugung von Waldbachschluchten, während sie in Ungarn in montanen Buchenwäldern und Nadelwäldern, und in der westlichen Waldsteppe der Ukraine nur in „dunklem Nadelwald“ vorkommt. Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten.

Auch aus dem östlichen Deutschland (Arndt 1989, Hartmann 1998) wird sie als typischer Bewohner naturnaher Nadelwälder mit reicher Bodenvegetation eingestuft, der ferner auch in „den verbliebenen Restmooren des hohen Thüringer Waldes“ lebt (Hartmann 1998). Arndt (1989) bezeichnet *C. linnei* für

die damalige DDR als „Bewohner montaner bis subalpiner, oft feuchter Wälder und Waldmoore, sowie Waldwiesen“, der „kühle bewaldete Bachtäler“ bevorzugt“ und im 20. Jahrhundert in Thüringen immer seltener geworden sei. In Niedersachsen ist die Art auf den Harz beschränkt (Gersdorf & Kuntze 1957) und erreicht hier den Arealrand; beispielsweise in den Untersuchungen der Hochlagenwaldes (Fichtenwald, Lichtung, Moor) am Bruchberg (Marten 2012) fehlt sie.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie überwiegend mäßig stetig und mäßig abundant auf, etwas stetiger in bodensauren als in basenreichen, ferner auch im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) regelmäßig.

In Italien ist die Verbreitung montan getönt, die Art aber „keine strikte Höhen-Art“, und kommt sowohl in Laub- wie auch Nadelbeständen als auch oberhalb der Waldgrenze unter Steinen vor, und zwar vorzugsweise auf Kalk (Casale et al. 1982). Auch du Chatenet (2005) gibt an, die Art komme in Buchen- und Nadelwäldern (sowie in Lichtungen u.a.), und „hauptsächlich auf Kalk“ vor.

<i>Carabus linnei</i>	BUS2: 91,2850 (<0,0001)	<u>Buche:</u> BUS1>BSS> S+B>BUST> MIN; <u>zusammen:</u> BUS1>BSS>LF >S+B>BUST	MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, BB: neg., AF: neg., NDW, HL, HLW, H/F, HLF, BKH, FINBO, FIKBO, HLBLKMO: neg.,	A(≤2); B<4, BA:2, HTr, F<4, S80, GR100	Fichte; Höchster HT: LF	<7,5°: 25,4424 (<0,0001); NN>400: 21,8875 (<0,0001)
-----------------------	----------------------------	---	--	--	-------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	<>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
-----------------------------	----	---	---	---	----------------------------	----

In Bayern ist *C. linnei* laut χ^2 -Werten eher für bodensaure Buchenwälder (einschließlich von Jungbeständen und Kahlfächen sowie Buchen-Fichten-Mischbeständen mit bis unter 70% Anteil Nadelbäumen), und mithin die Buchenwaldstufe charakteristisch, und zeigt keine Affinität zu natürlichen Fichtenwäldern. Die Art tritt allerdings in Fichtenforsten der montanen Stufe verbreitet und in z.T. hohen Aktivitätsdichten auf (z.B. Förster 1988), was auch darin zum Ausdruck kommt, dass die HTB2 einen höheren χ^2 -Wert erreicht als die HTB1, in der nur die mehr oder weniger reinen bodensauren Buchenwälder ohne solche mit stärkerer Nadelholz-Beimengung zusammengefasst sind. Die Ergebnisse sind insofern in Widerspruch zur in der Literatur z.T. beschriebenen Bevorzugung von Fichtenwäldern, was im Abschnitt Fichtenwald näher erörtert wird (s.u.). Für bodensaure, montane Buchenwald-Standorte und mithin die typischen Bergmischwald-Standorte des ostbayerischen Grenzgebirges besteht zusammenfassend in Bayern eine Präferenz. Eine Präferenz für Kalkstandorte, wie für die italienischen Alpen angegeben (Casale et al. 1982), trifft für Bayern (zumindest außerhalb der Alpen, für die hier keine Aussage möglich ist) nicht zu, zumal die Art auf das kalkarme ostbayerische Grenzgebirge beschränkt ist. Die Bevorzugung eher saurer Standorte als Standortfaktor nur schwach ausgeprägt (Basen < 4). Zu beachten ist, dass innerhalb des ostbayerischen Verbreitungsgebietes der Art bodensaure Buchenwälder (neben Nadelforsten) bei weitem überwiegen, und basenreichere Standorte meist auf kleinflächige geologische Sondersituationen beschränkt sind. Jedenfalls kann eine Kalkpräferenz angesichts der verbreiteten Vorkommen auf saurem Substrat (und selbst in den zusätzlich versauerten Fichtenforsten) für Bayern verneint werden.

Carabus glabratus ist eine Waldart mit recht unterschiedlichen Angaben zu den besiedelten Waldhabitaten in der Literatur. Einerseits wird sie als wenig spezialisierte Waldart (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a) beschrieben, andererseits sieht Koch (1989) die Art als Bewohner alter Laubwälder, der jedoch hochmontan auch Kahlschläge besiedelt. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) hat sie Nebenvorkommen in Laub- und Nadelwaldtypen aller Feuchtestufen außer trockenen Laubwäldern und das Hauptvorkommen in frischen Nadelwäldern, sowie ferner ein Nebenvorkommen in Hochmooren. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten.

Müller-Motzfeld (2006a) zufolge hat sie zumindest regional Indikatorfunktion für Waldtradition. Laut Winter (2005, 2006) ist sie ein „Naturnäheindikator für Tieflandsbuchenwälder Nordostdeutschlands“ und dort u.a. an hohe Totholzvorräte gebunden. Stegemann (2002) berichtet aus einem mecklenburgischen Gebiet nur von wenigen Funden, in Buchen- und Eichenwald. Vogt & Aßmann (1995) stufen sie in Nordwestdeutschland als „Reliktart“ ein. Barndt (2005) beschreibt den Rückgang der vormals häufigen Art in Brandenburg und hält sie dort wie in Nordwestdeutschland (Aßmann 2004) für eine Zeigerart historisch alter Waldstandorte und alter Waldbestände (auch Nadelwald). Hannig & Drewenskus (1995) zufolge kommt die Art in Nordrhein-Westfalen vorwiegend in Mittelgebirgsregionen vor, und hier in verschiedenen Waldtypen einschließlich Nadelforsten auf Sand und Sandstein; diese Autoren berichten vom Erstfund in der Münsterländer Bucht, hier in einem „sehr alten, bodensauren Rotbuchenwald.“ Auch am Niederrhein wurde sie in diesem Kontext gefunden (Köhler & Scharf 2010). Schäfer (2004a) stellte sie in Laubwaldresten auf isolierten Hartbodeninseln in einem nordwestdeutschen Moorgebiet fest. In der Senne fand Heitjohann (1974) sie nur im Buchen-Eichenwald am Fuß des Teutoburger Waldes. In der Lüneburger Heide ist sie nach Blumenthal (1969) an die „besseren Böden“ bzw. „schwereren Böden“ (d.h. keine reinen Sandböden) gebunden und hier im Winterlager „in alten Buchenwäldern“, namentlich „an alten Buchenstubben, die schon ganz vermorscht sein müssen“, zu finden. Vogel & Krost (1990) fanden sie auf der Geest in einem großen Waldgebiet sowohl in Fichtenforsten als auch einem Buchenwald, Dülge (1992) ebenfalls auf der Geest in Beständen des *Betulo-Quercetum* auf Sand sowie einmal in einem Übergang des *Betulo-Quercetum* zum *Fago-Quercetum*. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) fehlte sie in allen Stadien und im Birken-Eichen-Vergleichsbestand, trat aber im montanen Hasel-Niederwald (Kolbe 1970) auf.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005, s.o.) tritt sie mäßig stetig und z.T. abundant auf, mit maximaler Abundanz in einem bodensauren Buchenwald. Aus Hessen wurde die Art zahlreich belegt und kommt in Laub- und Nadelwäldern sowie „angrenzendem offenen Gelände“ vor (Korell 1983b). Von vier untersuchten hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie in einem Reservat auf Basalt mäßig abundant und einem auf Buntsandstein abundant auf, und fehlt in den beiden übrigen. Aus dem Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) und dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise, während sie im „Wildschutzgebiet Kranichstein“ nachgewiesen wurde, jeweils in Übergangsbereichen einer Wiese zu angrenzendem Buchen-Eichenwald (Rausch & Petrak 2011).

Im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008) mit seinen ausgedehnten Buchenwäldern, die überwiegend auf basenreichen Standorten stocken (HF), ist die Art selten und zeigt eine Präferenz für bodensaure Buchenwälder. Dahl (1925) nennt Funde aus einem Thüringer Fichtenforst auf Buntsandstein und aus subalpinem Fichtenwald im Riesengebirge, und vermutet, „die Art liebe wohl Nadelholzwälder mit kalkfreiem Boden.“ Bohac (2001) fand sie in diesem Gebirge Tschechiens in seiner Untersuchung durch „neuartige Waldschäden“ unterschiedlich stark geschädigter Fichten-Hochlagenwälder nur in dem am stärksten geschädigten und zugleich feuchtesten Bestand. Nüssler & Grämer (1966) geben für Ostsachsen „Heide, lichte Laub-, Misch- und Nadelwälder, Waldwiesen, Kahlschläge, mehr auf trockeneren, sandigen bis steinigen Böden“ als bevorzugte Lebensräume an. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) sie nicht.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000b), auch den sekundären der Mittelgebirge (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981), fehlt sie meist. Falke et al. (2000a) fanden sie abundant in einem Eichen-dominierten Hutewald auf bodensaurem Buchenwald-Standort.

In den meisten Untersuchungen baden-württembergischer Wälder (Kless 1961b, Baehr 1980, Jans 1987, Lamparski 1988, Scheurig et al. 1996, Rausch 1993b, Trautner et al. 1998, Trautner & Rietze 2001) fehlen Nachweise. Molenda (1989) fand sie in einem hochmontanen Fichten-Buchen-Wald auf Blockstandort im Feldberggebiet. Sie trat bei Kenter et al. (1998) nur in einem der belassenen Windwürfe auf, nicht im Vergleichsbestand.

Lindroth (1949) zufolge ist sie im Großteil Skandinaviens eine „ausgesprochene Waldart, die namentlich in den finsternen Fichten-Mischwäldern lebt, besonders an moosreichen Stellen“, regional aber auch im Buchenwald. Houston (1981) und Vainikainen et al. (1998) beschreiben ihre Anpassung an extreme klimatische Bedingungen im Norden Europas. In den Fjeldgegenden tritt sie aber „viel häufiger auf“ und sei dort „keineswegs an den Wald gebunden“, was Lindroth (1949) als „doppeltes ökologisches Auftreten“ bezeichnet. Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit

basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) trat die Art signifikant häufiger im LF auf. Gemäß Lindroth (1949) „zieht sie überall Kiesboden (Moräne) vor.“

Am Süd- und Westrand des Areal ist sie überwiegend ein Bewohner der Mittelgebirgslagen (Turin 2000, Turin et al. 2003). In den Niederlanden ist sie rückläufig, was mit klimatischen Ursachen, aber auch historischer Waldvernichtung in Zusammenhang stehen kann (Turin 2000). In Frankreich besiedelt sie „große Buchenwälder der Ebenen und colline Kastanienwälder“, sowie manchmal auch sumpfiges Terrain (du Chatenet 2005). Forel & Leplat (1995) erwähnen eine Präferenz für Kastanienwälder, neben feuchten Wäldern und Feldern, sowie auch südexponierte Weiden. In Norditalien kommt sie von der Ebene bis 2000 m NN vor. In der Ebene ist sie selten und silvicol, v.a. in Laub- und besonders in Kastanienwäldern und auf Lichtungen vorkommend, weniger im eigentlichen Wald wie insbesondere Buchenwäldern; in höheren Lagen wird sie zunehmend in offenen und wärmegetönten Habitaten gefunden (Casale et al. 1982).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mäßig stetig und abundant auf, auch im Abietetum, im Piceetum subalpinum hingegen (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. Auch in osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie.

Nüssler & Grämer (1966) zufolge wird die Art gelegentlich „an gärendem Baumsaft“ angetroffen und u.a. unter loser Rinde und im Totholz gefunden, was als Bezug zu Altwaldstrukturen interpretiert werden kann.

<i>Carabus glabratus</i>	BSS: 73,74 (<0,001)	BUS2 >BUS1 >LF>BUST> S+B	WS, MIN, LH, BUST, S+B, BSS, BUS1, BUS2, LF,(BB neg.), (HF: neg.)	BA:2, HT, F<4, S70	-; höchster HT: LF	<8°: 16,2467 (<0,0001); NN=400-950: 33,0051 (<0,0001)
--------------------------	---------------------	--------------------------	---	--------------------	--------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Den höchsten Chi²-Testwert erreicht sie für bodensaure Buchenstandorte, was in Einklang mit den Angaben zumindest für Deutschland ist. Häufiges Vorkommen in französischen Kastanienwäldern (du Chatenet 2005) ist angesichts der deutlichen Präferenz von *Castanea sativa* für saure Standorte sehr passend. Dass der Wert für BUS2, der Nadelholz-angereicherte bodensaure Buchenwälder mit einschließt, höher ist als jener für das BUS1, deutet darauf hin, dass eine Nadelholzbeteiligung für die Art nicht nachteilig, sondern sogar möglicherweise günstig ist. Weder für Habitattradition noch Totholz errechnen sich Affinitäten, so dass daran auch in Bayern wohl keine Bindung besteht. In der ISA werden sowohl in der HTB1 als auch der HTB3 signifikante IndVal für Nadelforste errechnet. Die Einstufungen von Winter (2005, 2006) zu dieser Art für Norddeutschland treffen daher zumindest für Bayern weder in Bezug auf Buchenwald als striktem Vorzugshabitat, noch auf eine Bindung an „historisch alten Wald“ zu. Eine solche hat sie möglicherweise nurvoder vor allem im Norddeutschen Flachland.

Im Nordsteigerwald war die Art nach Kress (1856) noch Mitte des 19. Jahrhunderts verbreitet, fehlt dort heute aber offenbar, auch in den alten Buchenwäldern (Hammerl 2009). Auf der ebenfalls zum Keuper-Hügelland zählenden Frankenhöhe ist sie hingegen aktuell (Lorenz 2014) verbreitet.

Pterostichus unctulatus ist eine Art mit wenigen Funden, die in Bayern weitgehend auf das Alpengebiet mit Vorland beschränkt ist. Diese montane Waldart (Schimitschek 1953/54, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009) lebt in der „Streu der Gebirgswälder“ (Müller-Motzfeld 2006a). Trautner (1992c) hat das Vorkommen im baden-württembergischen Teil des Alpenvorlandes untersucht und beschreibt Vorkommen u.a. in Fichten-Moorrandwäldern, aber auch trockenen Fichtenforsten, und im Laubmischwald. Im Zielartenkonzept Baden Württemberg (Trautner 1996a) sind frische und feuchte Nadelwälder Hauptvorkommen, Laubwälder dieser Feuchtestufen Nebenvorkommen. Die von Gebert (2003) als boreomontan bezeichnete Art kommt auch in der Oberlausitz vor (Barndt 2004), die tief gelegene autochthone Fichten-Vorkommen aufweist, was als ähnliches Verbreitungsmuster interpretiert werden kann. In Sachsen kommt sie Gebert (2009b) zufolge nur in den Hochlagen des Zittauer Gebirges vor.

Kühnelt (1944) beobachtete die Art in den österreichischen Alpen im subalpinen Fichtenwald und einem „Buchenwaldrest an der Grenze zum natürlichen Fichtenwald“, u.a. zusammen mit *Trechus alpicola*. Dahl (1925) fand die Art im Allgäu u.a. „unter Buchenlaub.“ Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) u.a. aus einem auf 1000 m NN gelegenen Spirkenhochmoor, sowie aus Buchen-Tannen-Bergmischwald, subalpinem Fichtenwald und aus der alpinen Höhenstufe bis auf 2150 m gemeldet. Hölzel (1967) fand sie in einem alpinen Latschenhochmoor der österreichischen Alpen und seiner Umgebung. Chemini & Werth (1990) wiesen sie in den italienischen Südalpen im montanen Abieti-Fagetum auf 1170 m nach. In alpinen Habitaten der Südalpen kommt die Art regelmäßig vor (Franz 1932, Franz 1936). In den Zentralalpen besiedelt sie „vorwiegend subalpine Wälder“ (Franz 1943, Schmölzer 1962), v.a. unter Laubstreu von Grünerlen und *Rhododendron*, tritt „aber auch in der Zwergstrauchstufe noch zahlreich“ auf (Franz 1943). Brandmayr & Pizzolotto (1988) fanden sie in kältegeprägten Buchenwäldern des Apenningebirges mit hoher Stetigkeit.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mäßig stetig und abundant auf, in bodensauren etwas stetiger als in basenreichen und im Abietetum, und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) extrem stetig. Dabei scheinen regionale Unterschiede zu bestehen: Sustek & Zuffa (1986) fanden die Art mit hoher Stetigkeit in verschiedenen Bergmischwäldern der slowakischen Westkarpaten. Auch in den Westkarpaten Rumäniens tritt die Art in subalpinen Fichtenwäldern, hochmontanen Buchen- und Buchen-Fichtenwäldern auf (Theodoranu 1980), im Apenusi-Gebirge hingegen nur im subalpinen Fichtenwald und den anderen beiden Typen nicht (Theodoranu 1981). Auch ein subalpiner Wacholderbestand (und eine subalpiner Fichtenbestand) an der Waldgrenze wird in den westlichen Südkarpaten besiedelt (Theodoranu 1984), in den Ostkarpaten hingegen nur subalpiner Fichtenwald und weder Fichtenpflanzung, Wacholderhain, Kahlschlag in einem solchen, noch eine Matte (Theodoranu 1983), so dass in den rumänischen Karpaten insgesamt die höchste Affinität zum subalpinen Fichtenwald zu bestehen scheint, und andere Waldtypen der hochmontanen und subalpinen Lagen nur in manchen Landesteilen (regelmäßig) besiedelt werden. Auch Hurka (1958a) berichtet aus dem Riesengebirge vom Vorkommensmaximum in der „subalpinen Zone“, meint damit aber die hochmontanen Bereiche zwischen 1100 und 1300 m; sie ist in diesem Gebirge die häufigste Laufkäfer-Art und steigt bis in subalpine [„Intercalarzone“] und alpine Zone auf. Bohac (2001) fand sie in diesem Gebirge in durch „neuartige Waldschäden“ unterschiedlich stark geschädigten Fichten-Hochlagenwäldern, in hoher Stetigkeit und überwiegend hoher Abundanz, am wenigsten abundant in dem am stärksten geschädigten und zugleich feuchtesten Bestand. Skoupy (2004) führt keine Funde aus dem Böhmerwald auf, im Boubin-Massiv des Böhmerwaldes wurde sie von Bohac & Matejcek (2004) in verschiedenen Teilen des Gebietes gefunden.

Gebert (2009b) bezeichnet die Art als „als petrophil geltend.“ Hölzel (1967) stuft sie als „Rückwanderer über weite Distanz“ ein. Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes Fichten-Totholz und „absterbende Urwaldfichten“ als Lebensraum-Requisite (Schimitschek 1953/54).

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie sehr stetig oberhalb von 1000 m NN auf, mit maximaler Abundanz und sehr abundant im subalpinen Fichtenwald, und im Grünerlengebüsch nur noch mäßig abundant.

<i>Pterostichus unctulatus</i>	BSS: 33,9345 ($<0,0001$)	BUST>BUS2> LH>S+B>(AF)	LH, (LBW), BUST, S+B, BSS, BUS2, (BB), AF	A>2	-; höchster HT: (AF)	<8,5°: n.s; NN=500-1000: 26,2536 ($<0,0001$); >300: n.s.
--------------------------------	-------------------------------	---------------------------	--	-----	-------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Trotz der Befähigung zur Nutzung selbst monotoner Fichtenforste als Lebensraum fehlt diese Art der montan verbreiteten Untergattung *Haptoderus* (Hurka 1996) in weiten Teilen Bayerns. Ursächlich dürfte eine Bindung an montane Höhenlage, die sich auch im χ^2 -Test ergibt, und Ausbreitungsschwäche sein, die verhindert hat, dass die Art alle Teile Bayerns mit zusagenden Bedingungen besiedelt. Die Höhenzonen-Bindung in verschiedenen Teilen Rumäniens legt eine deutliche Bindung an ausprägt montanes Klima nahe, da die Art in südlicheren Gebirgstteilen an subalpine Waldtypen gebunden zu sein scheint. Eine Bindung an Nadelbaum-geprägte Lebensräume besteht indes nicht.

Bodensaure Buchenstandorte erreichen den höchsten χ^2 -Wert, den höchsten für einen HT (wenn auch nur als Trend) allerdings das AF, was in scheinbarem Widerspruch steht. Der Testwert für das Aggregat BUS2, das Nadelbaum-angereicherte Bestockungen einschließt, ist signifikant, im Gegensatz zum BUS1 (ohne jene), was darauf hindeutet, dass eine stärkere Beziehung zum Standort als zur Bestockung besteht. Dies manifestiert sich beispielsweise darin, dass selbst monotone Fichten-Altdurchforstungen wie im Ebersberger Forst besiedelt werden.

Angesichts der Fähigkeit, auch oder sogar bevorzugt Nadelforste zu besiedeln, deutet die sehr geringe Nachweishäufigkeit im besonders gut untersuchten Bayerischen Wald (vgl. auch Apfelbacher 1988, Apfelbacher 1989, Apfelbacher 1991, Apfelbacher 1998, Apfelbacher & Geiß 2006, Otte 1989, Schäffer 1991, Bartak et al 1995, Schweiger 1999, Liepold 2003, Stadler 2005, u.a.), wo Bergmischwälder und auch sie ersetzende Fichtenforste in allen Höhenstufen verbreitet sind, auf Effekte regionaler Stenökologie, oder aber auf das Vorliegen weiterer Einflussfaktoren hin. Möglicherweise weist gerade das AF eine Kombination auf Faktoren auf, die den Ansprüchen der Art entsprechen, was auch die Seltenheit der Art im Bayerischen Wald erklären könnte, die hier sonst in Bezug auf Klima und Bestockung eigentlich günstige Bedingungen vorfinden sollte. Denkbar wäre (auch in Übereinstimmung mit den χ^2 -Tests) ein gewisser Bezug zu Faktoren, die im Vergleich zum dort wesentlich verbreiteteren LF speziell Standorte des AF bieten, das im Bayerischen Wald wesentlich schwächer vertreten ist als das LF, doch kann dies zum jetzigen Kenntnisstand nur als Hypothese formuliert werden. Auch im Böhmerwald ist die Art offenbar selten (s.o.). Eigene, nach Datenschluss im Rahmen des Projektes „KLIP12“ in Buchenwäldern ganz Bayerns einschließlich der Alpen erfolgte Erhebungen zeigen, dass die Art in montanen Buchenwäldern der Alpen verbreitet ist, im restlichen Bayern aber in diesem Lebensraum weitgehend fehlt.

Offenbar besteht als Erklärung auch eine ausgeprägte regionale Stenökologie der Art, die nur in Südwestbayern die von Trautner (1992c) beschriebene Verbreitung in Moorrandwäldern aufweist, nicht jedoch in den anderen Teilen des Voralpengebietes oder Ostbayerns.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Basenreiche Buchenwälder (AF und HF)

Carabus coriaceus ist eine Art verschiedener Waldtypen (Hurka 1996, GAC 2009, Müller-Motzfeld 2006a, Marggi 1992, Irmeler & Gürlich 2004) und seltener auch (halb)offener Habitats (z.B. Barner 1937) und in diese wohl oft auch nur randlich eindringend (Irmeler & Gürlich 2004). Die Larve ist möglicherweise stärker an schattige Habitats gebunden als das wanderfreudige (s.u.) Adulttier (Turin et al. 2003). In Südschweden und mithin am Nordrand des Areals ist sie fast ganz auf Buchenwälder beschränkt (Lindroth 1986), kommt in anderen Regionen aber auch in Nadelwäldern vor, und „oft auch in ausgeprägt trockenen Stellen“ (Lindroth 1949). Lindroth (1949) bezeichnet sie zwar als „ausgesprochene Waldart, die jedoch meist lichtere Stellen und Waldsäume bewohnt.“ Als Gemeinsamkeit der besiedelten Waldhabitats sieht Lindroth (1949) eine „ausgeprägte Humusschicht.“ Lindroth (1949) zufolge kommt sie auch in Mitteleuropa „mit besonderer Vorliebe im Buchenwald“ vor, „aber auch in Misch- und Nadelwäldern.“ Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) trat die Art signifikant häufiger im AF auf.

Im Süderbergland besiedelt sie alle verschiedenen terrestrischen Wald- und Forsttypen, und ist v.a. in jenen auf Kalk und in den Buchenwäldern abundant (Lauterbach 1964, Steinweger 2004), und kommt auch in einem Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) vor. Barner (1937) beschreibt die besiedelten Bodentypen in Nordwestfalen als „feuchten, schweren Boden“, im Gegensatz zu Sand, den die Art meidet (entsprechend auch Turin 2000). In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands ist sie relativ verbreitet (Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Rehage & Renner 1981), z.T. aber auch nur wenig abundant und stetig (Lauterbach 1964) oder fehlend, wie in manchen Ausprägungen von Hutewäldern (Aßmann & Falke 1997, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b). In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat wenig abundant im geschlossenen und leicht aufgelichteten und etwas abundanter im stark aufgelichteten Bestand auf. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) war sie über die meisten Probestellen in Einzeltieren vertreten. In vier hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie überwiegend relativ abundant bis mäßig abundant auf, fehlte aber in einem Reservat auf Buntsandstein. Aus dem Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) fehlen Nachweise, aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) liegen nur die alten von Adeli

(1964) vor. In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) trat sie in jenem auf Kalk auf, in dem auf Sandstein fehlend.

Im Sandgebiet der Senne (Heitjohann 1973) und in der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) fehlen Nachweise. In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie hingegen relativ stetig vertreten. Gersdorf (1937) listete sie für Laubwälder wie Buchenwälder, v.a. unterwuchsreiche, sowie Kiefernforste, nicht für den Kiefern-Heidewald. Wehnert et al. (2010) wiesen eine signifikante Bevorzugung von Bereichen mit Traubeneichen-Laub-Beeinflussung in Kiefernforsten auf armen, bodensauren Standorten nach. In Tharandter Nadelforsten stellte Geiler (1974) sie nur in Kiefern-, nicht in den verschiedenen alten Fichtenbeständen fest. In nordostdeutschen Buchenwäldern (Winter 2005) tritt sie relativ, stetig aber meist wenig abundant auf.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Buchenwäldern in fast allen Varianten, außer im Vaccinio-Abietetum und im Kiefernforst auf LF-Standort. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie abundant und stetig in den Eichen-Hainbuchenwäldern und dabei besonders abundant im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals auf. Müller (1983) fand sie abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. Im Buchenmischwald des Südschwarzwaldes ist sie bereits weniger abundant, in den Nadelbaum-geprägten der höheren Lagen des Schwarzwaldes fehlt sie (so auch bei Lamparski 1988). Im Vergleich Kalk-Buche und Eichen-reiches LF der Schwäbischen Alb (Jans 1987) ist sie in beiden abundant, aber abundanter im Buchenwald. Im Gebiet der Wutachschlucht stellte Kless (1961b) sie in eher wärmegetönten Habitaten wie südexponierten, trockenen Wäldern mit höherem Kiefernanteil und in Trockengebüsch fest, ferner auf einer Auwiese. Im Schönbuch ist sie eher eine Art lichter Wald- und Forst-Typen, und im geschlossenen Buchenwald eher selten (Baehr 1980). In bodensauren, collinen bis montanen Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) tritt sie regelmäßig in allen Typen und sowohl in Schatten- wie auch Lichtphase auf.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie stetiger und abundanter auf als in den Vergleichsbeständen, z.T. auch nur auf den Windwürfen. Ähnlich verhält es sich mit einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001), auf dem sie tendenziell eine stärkere Aktivitätsabundanz zeigte. Winter (1980) fand nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide nur auf der Kontrollfläche ein Einzeltier, Kolbe (1981) stellte sie weder auf der Brand- noch der Vergleichsfläche fest.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie stetig und mäßig abundant bis abundant auf, stetiger in basenreichen als in bodensauren und im Abietetum, und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. In einem zentralböhmisches, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, in den angrenzenden Kahlschlag auch zu einem gewissen Maß eindringend. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie stetig und mäßig abundant bis abundant auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) kommt sie mit 30% Stetigkeit vor, über alle Bestandesalter, aber mit zunehmendem Bestandesalter tendenziell stetiger. Auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) trat sie ausschließlich und sehr stetig und abundant in den Vergleichsbeständen auf und fehlt auf den Windwurfflächen vollständig. In Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Skłodowski 1995) trat sie mäßig stetig und wenig abundant in verschiedenen Varianten auf, ohne klare Präferenzen.

Neben Vorkommen außerhalb des Waldes werden für Frankreich v.a. solche in Buchen- und Nadelwäldern aufgeführt (du Chatenet 2005).

Im Herbst werden ausgedehnte Ausbreitungswanderungen unternommen, und diese größte heimische Art ist daher trotz Flugunfähigkeit ausbreitungsstark (Riecken & Raths 1996).

<i>Carabus coriaceus</i>	LBW: 98,1352 (<0,0001)	Buche: MIN>BB>S+B >BUST>AF; zusammen: MIN>BB>S+B> BUST>EI	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, (BUS1: neg.), BB,AF,HF	A≤2, B>2, TH(>2), BA:2, F<4, S80, GR100	Schlucht, Eiche, Kiefer, Au; höchster HT: AF	>6°: 34,5838 (<0,0001); NN=800: 101,2507 (<0,0001)
--------------------------	------------------------	---	---	---	--	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Ihren höchsten Chi²-Wert erreicht die Art für Laubwälder, was im Grundsatz in Einklang mit der Literatur ist. Höchsten HT-Testwert erreicht die Art für das AF.

Abax parallelepipedus wird bei den Schluchtwäldern ausführlich behandelt. Die Art tritt in fast allen terrestrischen Waldtypen auf (Hurka 1996, GAC 2009, Müller-Motzfeld 2006a), Lindroth (1986) zufolge am Arealrand in Skandinavien jedoch besonders in Buchenwäldern. Ellenberg (1996) beschreibt sie als ein Beispiel einer Fagetalia-Art, also einer Art, die allgemein für die terrestrischen Falllaubwälder der gemäßigten Zone charakteristisch ist. Es handelt sich Loreau (1986) zufolge um eine Art, die u.a. auf den Verzehr von Regenwürmern spezialisiert ist (vgl. aber Loreau 1983a: Nahrungsopportunist).

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) tritt sie als absolut häufigste Art auf, sehr abundant in allen untersuchten Beständen. Im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008) ist sie abundant bis sehr abundant und stetig in allen untersuchten Waldtypen wie auch den Kahlschlag-Flächen und Pionierwäldern präsent. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) ist sie abundant in allen Varianten vertreten, wenn auch in der stark aufgelichteten relativ weniger. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie in allen Typen sehr abundant auf, im Reservat auf Muschelkalk mit vorwiegendem HF als insgesamt abundanteste Art (sonst weniger abundant als *P. oblongopunctatus*).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie sehr stetig und abundant auf, deutlich stetiger in basenreichen als in bodensauren und im Abietetum, und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) sehr wenig stetig. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag weniger abundant, aber ebenfalls hoch stetig. In einem slowakischen Eichen-Hainbuchenwald (Sustek 1983a) ist sie abundant vertreten, ebenso in einem sekundären Bestand in Nordungarn (Kadar & Szel 1993), und auch einem Eichen-Bestand der russischen Waldsteppenzone (Grechanichenko & Guseva 2000), fehlt aber weitgehend in den ungarischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002).

In einem Höhentransekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie in der montanen Stufe sehr stetig und abundant auf, im subalpinen Fichtenwald dann nur noch in Einzeltieren und im Grünerlengebüsch fehlend.

<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN: 308,7948 (<0,0001)	Buche: LBW>S+B>WS >LH>BB; zusammen: LBW>S+B> BUST>WS>LH	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF, BUST, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO: neg.	A≤3, B>2, TH>2, BA:2, (HTr), F:<4,S80, GR100	Eiche, Kiefer, (Au); Höchster HT: AF	NN >300: n.s. T<9°: n.s.
------------------------------	-------------------------	---	--	--	--------------------------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der sehr euryöke Charakter kommt aus den Tests gut zum Ausdruck. Innerhalb der Buchenwälder wird der höchste χ^2 -Testwert für basenreiche Buchenwälder erzielt, und höchster HT ist das AF. Beides ist möglicherweise mit der in der Literatur (z.T.) beschriebenen Präferenz für Regenwürmer als Nahrung erklärbar, die tendenziell basenreiche Wälder mit günstigen Humusformen dichter besiedeln (s.o.).

Bodensaure Buchenwälder

Notiophilus biguttatus weist ein westpaläarktisches Verbreitungsgebiet auf (Barsevskis 2007), das sogar Island umfasst (Turin 2000). Nach den meisten Literaturfundstellen handelt es sich zwar vorwiegend um eine (mesophile) Waldart, die eher auf Lehm- als auf Sandstandorten vorkommt (Barner 1937), sie besiedelt aber neben den verbreiteten Vorkommen in Wäldern (Hurka 1996) eine breite Palette von Habitaten, wie auch Gärten, zumindest in Nordwesteuropa (Luff 1998, Turin 2000), denen gemeinsam ist, dass sie „etwas schattig“ sind (Lindroth 1974). Sowohl Laub- wie Nadelwälder und -forste werden als Lebensraum genutzt, dabei lichte Wälder oder sonnige Stellen in Wäldern (Barner 1937, Lindroth 1949, Lindroth 1986, Koch 1989, Turin 2000, du Chatenet 2005) und zumindest in manchen Teilen (Nordeuropa, Alpen) eher trockene oder nur maximal mäßig feuchte Wälder (Lindroth 1949, Lindroth 1974, Lindroth 1986, Koch 1989) bevorzugt, darunter aber teilweise oder regional auch trockenere Bereiche von Bruchwäldern (Lindroth 1949). In den Niederlanden (Turin 2000) wie der Schweiz (Luka et al. 2009) werden praktisch alle unterschiedenen Waldtypen regelmäßig bewohnt. Gebert (2006) beschreibt die Habitate für Sachsen als „mäßig feuchte Waldlebensräume (Nadel- und Laubwälder), bevorzugt werden jedoch Laubmischwaldgesellschaften (Eichen-Buchenwälder, Auwälder, Parks, Feldgehölze).“ Auch in der Schweiz werden Laub-Nadel-Mischwälder relativ abundanter besiedelt (Luka et al. 2009).

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) besiedelte sie sowohl die Kalamitätsflächen als auch die Vergleichsbestände, letztere aber etwas stärker. Sie ist flügel dimorph und daher zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

Scheurig et al. (1996) führen keine Nachweise aus den von ihnen untersuchten baden-württembergischen Buchenwäldern und Nadelforsten. Sie trat hingegen in allen von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten auf, sowohl in den Eichen-Hainbuchenwäldern wie auch, wenn auch wenig stetig und abundant, im montanen Buchenmischwald des Südschwarzwaldes, am stetigsten im nadelholzgeprägten, aber eher lichten und trockenen, hochgelegenen Reservat des Nordschwarzwaldes und im Eichen-Hainbuchenwald auf tonigen Standorten des Keupers. Müller (1983) fand sie abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie nur im Randbereich des collinen Edelkastanien-Niederwaldes auf. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, am abundantesten im Tannen-Fichten-Bestand mit Buche, aber auch in einem reinen Nadelholzbestand. Im Gebiet der Wutachschlucht beschreibt Kless (1961b) sie als „in allen Wäldern, zahlreich.“ In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern der Schwäbischen Alb trat sie erheblich abundanter im bodensauren, Eichen-dominierten Buchenbestand als im Kalkbuchenwald auf. Im Schönbuch ist sie „in allen Waldtypen verbreitet, sofern sie licht genug sind“, und fehlt daher dort z.B. in Schonungen und Auwäldern, ist aber beispielsweise in „älteren Fichtenwäldern mit geringem Unterwuchs und ausgeprägter Streu- und Moosschicht“ häufig und „eine der dominanten Arten in lichten, aber nicht zu trockenen Buchen-Eichenwäldern“ (Baehr 1980).

Lauterbach (1964) fand sie im Westsauerland am abundantesten im Kahlschlag eines Fichtenwaldes, ferner in Fichtenbeständen unterschiedlichen Alters auf Sandstein und auf Kalk, und deutlich weniger abundant in Eichen-Birkenwald und Kalkbuchenwald. Auch im Westerwald (Steinweger 2004) erreichte sie im Fichtenforst höhere Abundanzen als im Fichten-Buchen- oder im Buchenbestand, auf einer aufgelichteten „Sukzessionsfläche“ fehlte sie. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) trat sie nur im 20jährigen Eichen-Birkenwald-Stadium auf, als Einzeltier.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie mäßig stetig und mäßig abundant vertreten. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) tritt sie in so verschiedenen Waldtypen wie Hainsimsen- und Waldgersten-Buchenwald, Fichtenforst, Eichen-Hainbuchenwald sowie Kahlschlägen und Pionierflächen auf. Im sekundären, aus Mittelwaldnutzung hervorgegangenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk (Pabst 2004) wurde sie im Mittelwald und an dessen Saum gefunden. Im Buchenwald-Naturwaldreservat auf Muschelkalk Hessens (Dorow & Kopelke 2006/2007)

fehlt sie und tritt nur im Vergleichsbestand als Einzeltier auf, in denen auf Buntsandstein und Basalt (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie wenig abundant in Erscheinung. Im Kellerwald fehlt sie in den Aufnahmen von Schaffrath (1999) und Schmidt (2011), und wurde von Fritze (2013) an Waldrändern, in lichtigem Kiefernforst, auf einem Magerrasen und in Uferhabitaten gefunden, überwiegend nur in Einzeltieren. Aus dem Reinhardswald listet Schaffrath (2001) nur die Funde von Adeli (1964). Auch im Kranichstein-Gebiet (Rausch & Petrak 2011) wurde sie eher selten gefunden.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) kommt sie stetig in den verschiedenen Ausprägungen vor.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie nur sporadisch auf, selten auch mäßig stetig und abundant, ebenso im Piceetum subalpinum, und im Abietetum fehlend (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006). In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Eichen-reichen Waldmeister-Buchenwald (Sustek 1984) trat sie mäßig stetig und wenig abundant sowohl im Wald als auch dem angrenzenden Kahlschlag auf. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie.

In Skandinavien ist es eine „stenotope Waldart“ und somit ein reiner Waldbewohner, der aber „in sehr verschiedenen Waldtypen vorkommt.“ In einem zentralfinnischen Waldgebiet (Koivula et al. 2002) trat sie erst in den Waldphasen einige Jahrzehnte nach Kahlschlag wieder auf, nicht den ersten zwei Jahrzehnten. Koivula (2002) stellte sie in derselben Region abundant sowohl in der Kontrollfläche (hier sogar am relativ zahlreichsten) und den verschiedenen Behandlungsvarianten (Kahlschlag und kleinflächigere Eingriff) fest. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf den verschiedenen forstlichen Behandlungsvarianten (Kahlschlag, selektiver Einschlag, belassene Brandfläche) sehr abundant auf, auf der ungebrannten Kontrollfläche hingegen nur in Einzeltieren.

Im westlichen Österreich wurde die Art von Brandstetter et al. (1993) mehrfach neben Laubwäldern auch in Nadelbeständen der Bergmischwaldstufe und im subalpinen Fichtenwald gefunden. Die Mehrzahl der von Luka et al. (2009) ausgewerteten Funde aus der Schweiz stammen aus der subalpinen Stufe, aus der alpinen Stufe liegen keine Funde vor. Die Art geht zumindest in den Zentralalpen auch bis in die alpine Stufe, und kommt dort in Zwergstrauchheide und Zirbenwald (De Zordo 1979a) bzw. Zwergstrauchheide- und Grasheide-Stufe, in Schuttbereichen, Schneetälchen und am Gipfel (Lang 1975) vor.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, nicht hingegen den Kiefernbestockungen auf Kalk oder den Lebensräumen des Offenlandes. Metzner (2004) fing sie vereinzelt und wenig abundant in revitalisierten oberfränkischen Auen.

<i>Notiophilus biguttatus</i>	MIN: 71,4880 (<0,0001)	Buche: BSS>BUST>LH >WS>BUS2; zusammen: BSS>BUST> LITR>LH>SSW	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, EHN, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, PRF, BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: neg., OM: neg.	A≤2: BA: 2, F<4, S80	Eiche, (Fichte), Kiefer, (Au); Höchster HT (Wald): LF	NN <1000: 10,0444 (0,0015)
-------------------------------	------------------------	---	--	----------------------	---	----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	K	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der höchste χ^2 -Wert wird für Wälder auf mineralischen Standorten erreicht und deckt sich mit der eher unspezifischen Beschreibung des Wald-Lebensraumes der Art in der Literatur. Höchster HT insgesamt ist das LF und deutet eine gewisse Affinität zu bodensauren Buchenwäldern an. Trockene bis allenfalls frische Standorte werden präferiert, in Einklang mit den Angaben zur Präferenz für eher trockenere Standorte.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Keine

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Keine

A.5.1.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Licinus hoffmannseggii ist in Bayern außerhalb der Alpen nur aus der nördlichen Frankenalb bekannt (Krause 1905, vgl. auch Friedrich 1993), neuere Funde aus diesem Gebiet gibt es aber nicht. Die Art ist gattungstypisch auf Gehäuseschnecken als Nahrung spezialisiert, und dies nicht nur über die spezialisierten Mandibeln, sondern auch durch den sehr schwach entwickelten Kaumagen (Kühnelt 1960), und kommt nur in Kalkgebieten vor (Müller-Motzfeld 2006a). Brandmayr & Zetto Brandmayr (1986a) bezeichnen sie als „montanen Waldbewohner, der besonders in Buchenwäldern lebt.“ In Baden-Württemberg tritt sie Trautner (1996a) zufolge neben trockenen und frischen Laubwäldern auch in ebensolchen Nadelwäldern auf. Hurka (1996) nennt neben Wald als Lebensraum noch Burgruinen. Von diesen ist bekannt, dass sie vielfach Überlebensort kalkliebender Arten sind (Vollrath 1960). Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten. Friedrich (1993) vermutet nach der Literatur, dass die Art „hygrophil und kalkhold“ ist, und kann (nur) letzteres anhand seiner Erstfundes für die Eifel in einem Feldgehölz bestätigen. Götz (2013, schriftl. Mitt.) wies die Art im Landkreis Konstanz (Baden-Württemberg) nur „in alten Buchenwäldern auf Süßwassermolasse“ nach, v.a. im Winterquartier (morschen Baumstümpfen). In Polen (Burakowski et al. 1973/74) wurde sie „unter altem Moos und umgestürzten Bäumen“ gefunden.

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „montansilvicol-hochalpin“ ein. In hochalpinen Habitaten der Südalpen kommt die Art regelmäßig vor (Franz 1936). In den Hohen Tauern (Zentralalpen) scheint sie Franz (1943) zufolge „wärmere, sonnige Hänge zu bevorzugen, während sie in tieferen Gebirgslagen auch häufig in schattigen Waldbeständen unter Steinen und in der Waldstreu gefunden wird.“ Im steierischen Ennsgebiet (Österreich) beschreibt Moosbrugger (1932) das Habitat als „von 1200 m aufwärts sub- und hochalpin auf Kalk.“ In den südlichen Kalkalpen Italiens tritt die Art offenbar auch alpin auf (Franz 1932, Franz 1936, Franz 1971), während sie in der Schweiz nach Marggi (1992) und Luka et al. (2009) eine Waldart ist, und Funde in alpinen Hochlagen fehlen. Für Frankreich wird sie als Art „montaner Waldregionen bis 2000 m und großer Wälder der Ebene“ bezeichnet (du Chatenet 2005). Für die Rhône-Alpes, wo sie recht zahlreiche Funde aufweist, wird sie als bis zur montanen Stufe vorkommende, „indifferente“ Waldart eingestuft (Coulon et al. 2000), obwohl Fundpunkte in höheren Lagen eingetragen sind und zumindest die planare Stufe gemieden zu werden scheint.

Apfelbeck (1904) nennt sie für die Balkanhalbinsel „vereinzelt in Gebirgswäldern.“ In einem kroatischen Naturpark trat sie in den vier höchst gelegenen Fundpunkten (zwischen 986 zu 1320 m) in allen untersuchten Waldtypen (Buchenwald, Schwarzkiefernforst) auf (Rukavina et al. 2010). Auch Schaberreiter (1999) wies die Art in einem niederösterreichischen Schwarzkiefernbestand nach. In den Karpaten ist sie v.a. in Buchenurwäldern und naturnahen Buchenwäldern verbreitet (Rizun 2003, Rizun & Chumak 2003, vgl. auch Walentowski et al. 2010). Zumindest in Teilen des Areals scheint die Art also zusammenfassend die Habitatbedingungen von Buchenwäldern zu präferieren. Die Art ist im ausgewerteten bayerischen Datenbestand nicht vertreten, und möglicherweise außeralpin in Bayern verschollen.

Pterostichus selmanni tritt in Bayern nur in der Unterart *roubali* des Böhmerwaldes auf. Die Art ist montan verbreitet (Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Möglicherweise handelt es sich bei dieser Art, die nach Hurka (1996) besonders in Urwäldern auftritt, um eine reliktdäre Art der Bergmischwälder. Koch (1989) führt allerdings feuchte Nadelwälder höherer Lagen als Lebensraum auf. Im Urwald

Rothwald tritt die Art in hohen Dichten im urständigen, Laub-dominierten Bergmischwald auf (Waitzbauer et al. 2003). Die wenigen weiteren bekannten Vorkommen im Vorderen Bayerischen Wald (von Poschinger 1952) und im Urwald Kubany (Boubin) des Böhmerwaldes (Schauberger 1927) liegen auch eher in der (oberen) Laubwald-Höhenzone. Möglicherweise handelt es sich bei dieser (Unter)Art um eine Urwaldreliktart mit Bindung an feuchtere Bergmischwälder (Müller-Kroehling 2010).

In den Westalpen (Unterart *prevosti*) kommt sie v.a. in höher gelegenen Buchenwäldern sowie oberhalb der Waldgrenze in Kalkmagerrasen unter Steinen vor (Marggi 1992, du Chatenet 2005), und ist hier offenbar verbreiteter (z.B. Coulon et al. 2000a). Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist die Art nicht vertreten.

A.5.1.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Buchenwald-Typen

Keine

A.5.1.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Einige der in Bayern auf die Alpen beschränkten Arten präferieren möglicherweise Buchenwälder. Kühnelt (2004) führt *Carabus creutzeri* als eine „auf die Buchenwälder oberen Höhenstufe beschränkte Art“ auf. Nach Müller-Motzfeld (2006a) kommt die Art bevorzugt in Wäldern auf Kalk vor.

A.5.2. Schluchtwälder

Die Literatur zur Laufkäferfauna speziell der Schluchtwälder ist relativ spärlich. Kless (1959, 1961a, 1961b) untersuchte die Wälder des Wutachschlucht-Gebietes. Aus den sächsischen **Mittelgebirgen** liegen Aufnahmen von Krause (1974, 1995) vor, ferner aus dem rheinischen Schiefergebirge (Grundmann & Erbeling 1992, Grosseschallau 1981, Hemmer & Terlutter 1987).

Obwohl die **Alpen** in vorliegender Arbeit nicht Gegenstand der Datenauswertung sind, stellt doch das Vorkommen von Arten in montanen, kühl-feuchten Laubwäldern und Bachschluchtwäldern der Alpen eine wichtige Referenz für die Habitatansprüche der Arten dar (neben eigenen Erhebungen aus den Alpen z.B. Förster 1986, Förster 1987, Brandmayr & Zetto Brandmayr 1986b).

A.5.2.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Arten der Schluchtwälder allgemein

Obwohl bereits der deutsche Trivialname des **Schluchtwaldlaufkäfers (*Carabus irregularis*)** den Schluss zuließe, dass er zu diesem speziellen Lebensraum in Verbindung stehen könnte, wird er doch in der Literatur mindestens so häufig für Buchenwälder genannt (z.B. Giers 1973, Arndt 1989, Hartmann 1998). Koch (1989) nennt neben „krautreichen Buchenwäldern“ auch Bachschluchten als Habitat. Arndt (1989) zufolge bevorzugt die Art in Ostdeutschland „kühle schattige Buchenwälder an feuchten Nordhängen, seltener in Misch- oder Fichtenwäldern.“ Krause (1974) sieht eine „enge Bindung an Waldgesellschaften der Fagetalia.“ Nüssler & Grämer (1966) nennen für Ostsachsen „bevorzugt schattige Buchen-, Misch- und Fichtenwälder.“ Trautner (1996a) führt im Zielartenkonzept Baden-Württemberg Hauptvorkommen in folgenden Typen: feuchte Laubwälder, frische und feuchte Nadelwälder, sowie Nebenvorkommen in frischen Laubwäldern und Auwäldern sowie Sumpf-/Bruchwäldern. Nach GAC (2009) besiedelt sie montane und mesophile Wälder. Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten.

Kless (1959, 1961a, 1961b) bezeichnet *C. irregularis* für das Wutachgebiet Baden-Württembergs als charakteristische Art der Schluchtwälder. Baehr (1980) nennt für den Schönbuch bei Tübingen Schlucht- und Bachauwälder als Habitat. Auf der Schwäbischen Alb (Baehr 1984a, Jans 1987) tritt sie auch in Buchenwäldern auf, und einstrahlend in benachbarte Lebensräume. In einem hochmontanen Gebiet des Südschwarzwaldes fand Molenda (1989) sie im Fichten-Buchen-Wald auf Blockstandorten.

Im hessischen NWR „Niddahänge östlich Rudingshain“ wurde die Art nicht im „normalen“ Buchenwald, sondern „durchweg auf Standorten hoher Bodenfeuchtigkeit und gut entwickelter Krautschicht“, wie Sickerquell-Bereichen, Edellaubholz-Beständen oder solchen mit ausgeprägtem Bewuchs aus Frühjahrsgeophyten gefunden (Flechtner et al. 1999/2000). Korell (1986) zufolge lebt die Art in Nordhessen in „krautreichen Buchenwäldern“ auf Muschelkalk.

Straka (1989) fand sie im Wiener Raum nur im Ahorn-Eschen-Schluchtwald (FA), und weder im angrenzenden Waldmeister-Buchenwald noch den anderen untersuchten Waldtypen. In Italien kommt die Art nur sehr randlich in Ost- und Westalpen vor und besiedelt „silvicol und montan“ zwischen 800 und 1500 m „feuchte Buchen- und Tannenwälder“ (Casale et al. 1982). In Frankreich kommt sie du Chatenet (2005) zufolge v.a. in „feuchten Nadel- und Buchenwäldern“ zwischen 700 und 1500 m vor, Forel & Leplat (1995) nennen 700 bis 1000 m. In Österreich lebt sie „vor allem in Bachschluchten“ (Franz 1970; auch Hölzel 1942, Brandstetter et al. 1993). Regelmäßig werden also Schlucht-, sehr häufig auch Buchenwälder, von mehreren Autoren aber auch Fichtenwälder (und damit in den genannten Gebieten gemeint Fichtenforste) als Fundorte genannt.

Zu ausreichender Feuchtigkeit bestehen laut Literatur Abhängigkeiten. Barner (1937) zufolge lebt *C. irregularis* „auf feuchtem Boden, besonders auf Nordabhängen, in der Nähe von Waldbächen. Zerche (1981) fand die Art in einem felsigen, krautreichen, stellenweise sickernassen Nordhang-Wald. Auch Franzen (1995) erwähnte Funde im Kontext von Waldbächen, was ebenfalls einen Bezug zu Bachschluchten herstellt. In Laborexperimenten erwies sie sich tolerant gegenüber mehrtägiger Überflutung (Weber & Heimbach 2001). Krause (1974) nennt für die Sächsische Schweiz „feuchten Buchen-, Buchen-Bergahorn-Eschen- und Eschenwald“ als „Vorzugshabitat“, und sieht die Basaltkuppen des Gebietes nur bei ausreichender Feuchtigkeit durch Hangwasser als geeignete

Habitats an. Er kritisiert die Auslegung Webers (1965, in Krause 1974), die der Art eine geringe Hygrophilie attestieren, und macht eine falsche Versuchsanordnung in der „Temperaturorgel“ dafür verantwortlich. Für die Schweiz typisieren Luka et al. (2009) das Habitat unter den Auwäldern, mit „mesophiler“ Feuchtigkeitspräferenz. Für Italien nennen Casale et al. (1982) ausdrücklich feuchte Buchen- und Tannenwälder. Franz (1970) führt sie für den „Wienerwald überall in feuchten Gräben“ auf und bezeichnet sie als „Bewohner feuchter Wälder, vor allem von Bachschluchten.“

Mehrere Quellen führen sie als montane Art (GAC 2009). Müller-Motzfeld (2006a) zufolge ist sie ein Waldbewohner, der nie unter 220 m auftritt, wobei dieser Wert sicher regionalisiert werden müsste (vgl. z.B. Brüggemann 2008 mit der Erwähnung von bis 140 m NN gelegenen Nachweisen in Norddeutschland). Arndt (1989) nennt sie (für Ostdeutschland) „montan bis alpin“, wobei Vorkommen oberhalb der montanen Höhenstufe weder aus Ostdeutschland noch anderen Teilen Deutschlands (außerhalb möglicherweise der Alpen) beschrieben wurden. Franz (1970) bezeichnet *C. irregularis* für die Ostalpen Österreichs als „montane Art, die niedere und mittlere Gebirgslagen bewohnt und nur ganz vereinzelt über 1500 m emporsteigt.“ Im westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) liegt die Mehrzahl der Funde in der montanen Stufe, vereinzelt aber auch subalpin und ganz vereinzelt alpin. Die Höhenverbreitung der Funde in der Schweiz hat einen subalpinen Schwerpunkt (Luka et al. 2009). Für Italien und Frankreich werden 700 bzw. 800 bis 1500 m als besiedelte Höhenbereiche angegeben (Casale et al. 1982, du Chatenet 2005).

In den Karpaten, wo die Unterart *montandoni* vorkommt, besiedelt diese z.T. auch höhere Lagen, d.h. kommt die Art auch in subalpinen Nadelwäldern und oberhalb der Waldgrenze vor (Turin et al. 2003). Beispielsweise fanden Sustek & Zuffa (1986) die Art in den Westkarpaten in Buchen-Bergahorn-, aber auch Fichten-Tannen-dominierten Bergmischwäldern. Insgesamt tritt sie in Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) aber nur mäßig stetig auf, nur geringfügig stetiger in basenreichen und im Abietetum als in bodensauren, und fehlt im Piceetum subalpinum zumindest in manchen Teilen der Karpaten (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006).

Im Westbalkan (ssp. *bucephalus*) werden verschiedene montane Wälder v.a. auf Kalk besiedelt (Turin et al. 2003). In den Kalkalpen (ssp. *irregularis*) tritt diese Art auch in Nadelforsten der Bergmischwaldzone auf, so im Lärchenbestand der Waldklimastation „Berchtesgaden“ (eig. Daten, Daten aus Förster 1986, Förster 1987).

Zahlreiche Autoren erwähnen den Fund der Art unter Rinde und im Totholz (z.B. Hölzel 1942, Franz 1970, Korell 1986, Forel & Leplat 1995, du Chatenet 2005, Weichselbaumer 2003). Auch Hinweise auf eine Bindung an Totholz als bedeutende Habitatrequisite, die direkt mit „life history traits“ verknüpft ist, finden sich in der Literatur: nach Letzner & Kern (1921) erfolgt die Eiablage in „ganz verfaulte Baumstubben, vorzugsweise von *Fagus sylvatica*“, Kolbe (1924) zufolge ist sie „in faulen Baumstümpfen“ zu finden (wohl jagend) und z.T. „in faulen Erlenstöcken häufig.“ Martius (1886) fand die Art unter Buchenrinde jagend. Käfer und Larve klettern an Hochstubben (Hölzel 1942). Krause (1974) nennt „sehr feuchte Baumstümpfe“ als Fundorte, wo sie z.T. auch zu mehreren gefunden werden kann (Bauer 1975). Rade (1892) fand die Art im Weserbergland regelmäßig in stark zersetzten, aus Mulm und Erde und teilweise noch aus festerem Holz bestehenden, alten Buchenstubben im Winterlager. Barner (1937) bestätigt diese Beschreibung der Holzkonsistenz und ergänzt als Versteckplätze, dass die Art auch unter Steinen zu finden ist. Da die Larven „nur in Totholz fortgeschrittener Zersetzung vorkommen“, stuft Pawlowski (2008) die Art als Urwaldart ein. Es kann also zusammenfassend davon ausgegangen werden, dass *C. irregularis* in verschiedenen Entwicklungsphasen mit dem Strukturelement Totholz in Beziehung steht, als Ei-Ablageplatz, als Larval-Lebensraum, als Tagesversteck, Jagdhabitat und als Winterquartier.

Die Bindung an Basenreichtum geht aus der Literatur nur schwach hervor. Müller-Kroehling (2009) hat die These aufgestellt, dass *Carabus irregularis* in bodensauren Landschaften besonders stark an Schluchtwälder mit ihren basenreichen Bedingungen (gut zersetzbares Streu, Basenpumpe, hohe Regenwurm-Aktivität, hoher Totholzvorrat wegen Unzugänglichkeit, dadurch erhöhter pH) gebunden ist, während sie in basenreichen Landschaften (Kalk, z.T. auch Basalt) auch stärker in Buchenwäldern vorkommt, wenn diese ausreichend Totholz enthalten. Eine recht strenge Bindung an basenreiche Laubwälder, v.a. Schluchtwälder, scheint auch im Erzgebirge und Elbsandsteingebirge (Hietsch 1965, Rüter & Hietsch 1972, Krause 1974, Zerche 1981) zu bestehen. Die Bevorzugung basenreicher Lebensräume deckt sich mit der durch die Mandibelform erkennbare Nahrungsspezialisierung des Schluchtwaldlaufkäfers auf Gehäuseschnecken als Nahrung.

Nach Hurka (1996) zeigt die Art „primäre Wälder“ an. Auch wenn einzelne Vorkommen in isolierten Waldgebieten gefunden wurden (Zerche 1981, Brüggemann 2008), so haben diese doch relikttärenden Charakter, und es besteht eine klare Tendenz zu Vorkommen in größeren Laubwaldgebieten (Brüggemann 2008).

In Bezug auf die Erfassungsmethodik ist für diese Art anzumerken, dass sie aufgrund ihrer zum Teil verstärkt unter Rinde und im Totholz stattfindenden Aktivität, an die sie durch einen flachen Körperbau besonders gut angepasst ist, und ihrer guten Kletterfähigkeit (Hölzel 1942), mit Bodenfallen möglicherweise nicht so zuverlässig nachgewiesen wird wie rein terricole Arten, zumindest bei geringen Siedlungsdichten. Martius (1986) fing die Art mit Bodenfallen, aber besonders auch mit Stammeklektoren an Buchen. Nach Arndt (1989) verlässt die Art „nur zur Fortpflanzungsperiode ihr Quartier in morschen Baumstümpfen und unter loser Rinde.“ Im NWR „Schwarzwihberg“ wurde durch Verfasser in 1999 der Erstnachweis der Art für die Oberpfalz getätigt, allerdings nur in zwei Leerungen. Wären diese Leerungen ausgefallen, wäre die Art übersehen worden. Andererseits gelang im NWR „Frauenberg“ in allen drei dort erfolgten Untersuchungen (im Rahmen verschiedener Projekte, durch verschiedene Bearbeiter und an verschiedenen Stellen) jeweils der Nachweis der Art an mehreren Probestellen. Stabile, große Vorkommen scheinen also zuverlässig nachweisbar zu sein.

Die Art verfügt über einen Stridulationsmechanismus, kann also Laute erzeugen, deren Funktion jedoch noch nicht geklärt ist (Bauer 1975).

Carabus irregularis ist in Bayern neben den Alpen (z.B. Förster 1986) aus dem Voralpenland (Löser et al. 1982), der Isarleite (Müller 1973), dem Bayerischen Wald (Apfelbacher 1988), Oberpfälzer Wald (Müller-Kroehling 1999, unveröff.), dem Frankenwald (Brehm 2005), der südlichen (Weichselbaumer 2003) und nördlichen Frankenalb (Fritze 2001) sowie der Rhön (Schuon 1994) bekannt.

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie in den montanen Laub(misch)wäldern auf und fehlte im subalpinen Fichtenwald ebenso wie im Grünerlengebüsch.

<i>Carabus irregularis</i>	SIES: 179,8099 (<0,0001)	Schlucht: SIWS>AT>FA >S+B>LBW; zusammen: SIWS>AT>FA> S+B>LBW	MIN, (WS), LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, (BSS: neg.), BB, AF	A, B>4, BA0-2, BL>1, TH>4, (HTr), GR100 (120), S80	Buche; Höchster HT: AT	6,4-7,6°: 53,1498 (<0,0001); <9°: n.s.; NN>350- 1000: 6,1005 (0,0135); >300: n.s.
----------------------------	-----------------------------	---	--	---	------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	++	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	----	---	---------------------------------	----

C. irregularis hat nach den eigenen Daten neben den Schluchtwäldern auch Lebensräume in anderen basenreichen Laubwäldern, wie basenreichen Buchenwäldern und in bestimmten Bachauwald-Typen, beides natürliche Kontaktbiotope von Schluchtwäldern.

Eine Abweichung zur Literatur stellt die dortige, überwiegende Bezugnahme zu Buchenwäldern dar, eine Übereinstimmung hingegen allein schon der Trivialname der Art. Die abweichenden Habitate in anderen Regionen Europas können teilweise möglicherweise mit anderen Habitat anpassungen der anderen Unterarten zusammenhängen, sowie der unterschiedlichen Klimatönung der Karpaten und der Gebirge der Balkanhalbinsel.

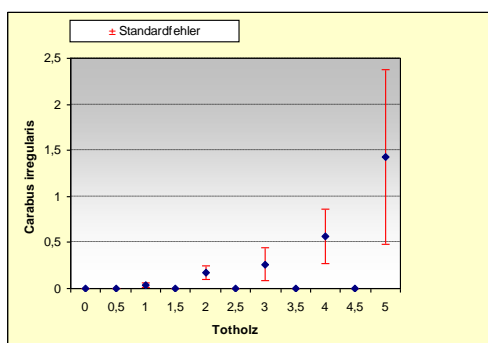


Abb. A.4.2.: Koinzidenz der Vorkommen von *Carabus irregularis* mit dem Faktor Totholz.

Eine Bevorzugung von für Schluchtwälder typischen Habitatbedingungen ist für die meisten Faktoren im Chi²-Test gegeben, so für höheren Basengehalt, Blockigkeit (Petrophilie), höhere Totholz vorräte

(sh. Abbildung A.4.2.), Habitattradition (wenn auch nur als Trend), größere Waldflächen und höhere Beschirmung (>80%), günstige Humusform und eine lehmige Bodenart. Die getesteten Beziehungen zu Klimafaktoren sind, dem HT entsprechend, im gemäßigten Bereich mittleren Höhenlagen angesiedelt und weisen eine Ober- und Untergrenze der Höhenverbreitung auf.

Arten bestimmter Schluchtwald-Typen

Fraxino-Aceretum (FA)

Pterostichus transversalis kommt von den Ostalpen bis in den Westbalkan und nach Siebenbürgen (Csiki 1946) vor, fehlt aber anders als *P. scrobiculatus* und *P. fasciatopunctatus* bereits in den Südostalpen. Angaben zu den Habitatansprüchen in der Literatur sind rar. Koch (1989) zufolge lebt die Art u.a. an Bachufern in Wäldern. Sie kommt ab der montanen Höhenstufe vor (Müller-Motzfeld 2006a und GAC 2009).

Lorenz (2001) beschreibt sie als „Traditionszeigerin“, deren Verbreitungsbild noch heute den Randbereich der glazialen Eisbedeckung widerspiegelt.“ Apfelbacher (1904) bezeichnet sie für den Balkan (genannt nur Bosnien) als „sehr selten.“

Die von Franz (1970) aufgeführten Funde, soweit sie Rückschlüsse auf das Habitat zulassen, umfassen u.a. Buchenwald, das Umfeld eines Wasserfalles und Bachbereiche. Franz (1970) bezeichnet die Art als „Waldbewohner“. Einige der Funde aus dem Raum Salzburg (Geiser 2001) stammen aus Auen oder Feuchtgebieten. Paill et al. (2012) fanden sie zusammen mit *Platynus scrobiculatus* in einer „halboffenen“, montanen Lawinenrinne im Nationalpark „Gesäuse“, nicht in deren unbestocktem Teil. In den Südalpen kommt sie in der ssp. *seticollis* auch hochalpinen Habitaten regelmäßig vor (Franz 1936).

In den bayerischen Alpen lebt sie u.a. auch im Bergmischwald (Junker 2005), im Nationalpark Berchtesgaden (Förster 1986, Förster 1987) in Bergmischwäldern in Bachnähe.

Sie ist nach Lorenz (2001) (als Angabe für den Bayerischen Wald) auf „feucht-kühles Kleinklima angewiesen“ und „besiedelt das obere Rhithal, mit Schwerpunkt im Epirhithal, und wurde meist an stark beschatteten Fließstrecken mit abbrechenden Uferkanten nachgewiesen, an denen die Ufer lockere, spaltenreiche Lagen aus abbrechendem Geröll und Lehm, vermischt mit Laublagen, aufweisen.“

<i>Pterostichus transversalis</i>	FA: 71,9092 (<0,0001)	SIES>SIWS> S+B >LBW	LBW, S+B, SIWS, SIES, FA	n.t.	-; Höchster HT: FA	<9°: n.t.; NN=400-700: 4,2936 (0,0383); >300: n.s.;
-----------------------------------	-----------------------	---------------------	--------------------------	------	--------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Literatur für den Bezugsraum des außeralpinen Bayerns ist sehr spärlich. Zusammen mit der Literatur für die Alpen deutet sie v.a. auf einen Bezug zu Uferhabitaten in Laubwäldern und im Bergmischwald, und mithin mehr oder weniger auf Wälder in Bachschluchten hin. Im Alpenraum ist die Art offenbar weniger stark an Schluchtwälder gebunden, was durch die standörtlichen und mikroklimatischen „Sonderverhältnisse“ der Alpen plausibel ist.

Platynus scrobiculatus lebt nach Müller-Motzfeld (2006a) „extrem hygrophil im Uferbereich schattiger und felsiger Waldgewässer.“ Koch (1989) zufolge bewohnt sie „steinige und felsige Ufer schattiger Waldgewässer und feuchte Waldgräben.“ Mandl & Schönmann (1978) bezeichnen die Art als „montansilvicol - cavernophil“, und meinen mit letzterem wohl das Vorkommen in Hohlräumen unter größeren Steinen.“

Geiser (1979) berichtet von einem Fund aus einer Bachschlucht sowie von einem „nassen Waldweg.“ Brandmayr & Zetto Brandmayr (1986b) fanden bei einer Vergleichsstudie norditalienischer Wälder *P. scrobiculatus* u.a. zusammen mit *Pterostichus fasciatopunctatus* im Aceri-Tilietum der julischen Voralpen. Drioli (1983) beobachtete sie ebenfalls in Gesellschaft dieser Art an bewaldeten Bergbachufern und im Bergmischwald. Paill et al. (2012) stellten sie ebenfalls syntop mit jener Art fest,

beide beschränkt auf die Schlucht-Situation einer „halboffenen“, d.h. relativ licht mit Gehölzen bestockten, montanen Lawinenrinne im Nationalpark „Gesäuse“, und nicht in deren unbestockten Teil. Kühnelt (1944) fand die Art in den österreichischen Alpen wiederum zusammen mit *P. fasciatopunctatus*, beide beschränkt auf den steilen, nordexponierten Ahorn-Eschen-Schluchtwald entlang von Gräben. Geiser (2001) listet nur drei Fundorte aus dem Land Salzburg, ohne Lebensraum-Angaben. Franz (1970) nennt Funde u.a. in Buchenwald (an einem Graben), Buchenmischwald, „bemoostem Bachufer“, an Wasserfällen bzw. in deren „Sprühregenzone“ und in Klammern.

Im Balkan, speziell Bosnien, kommt sie „häufig in Gebirgswäldern, namentlich an schattigen, kleinen Bächen“ vor (Apfelbeck 1904). Seric Jelaska (2010) fand die Art im Abietetum und Aceretum Kroatiens, in Gesellschaft von *Pterostichus fasciatopunctatus* und *P. transversalis*.

Verglichen mit *P. transversalis* und *P. fasciatopunctatus* bleibt sie also auch im für sie als klimatischen Gunstraum aufzufassenden Bereich der Alpen und des Westbalkans stärker auf (Bach-) Schluchtwälder und kühl-feuchte Waldtypen beschränkt, was in Übereinstimmung mit dem tendenziell hygrophileren Charakter der Gattung *Platynus* im Vergleich zu *Pterostichus* ist.

Lorenz (2001) zufolge lebt die Art im Bayerischen Wald an den Oberläufen der Gewässer, und hier in „quelligen Blockhalden bzw. unverschlammten Spaltensystem geröllreicher, meist weitgehend vegetationsfreier Uferbänke im Wechselwasserbereich, [...] stets im tiefen Schatten von Bachschluchten oder im dichten Uferwald.“ Neben dem Schwerpunktorkommen in der montanen Höhenstufe dringe sie im Bayerischen Wald auch in die colline Stufe vor, in Bereiche mit „besonders feucht-kühlem Mikroklima.“

<i>Platynus scrobiculatus</i>	FA: 38,7034 (<0,0001)	Schlucht: SIWS>SIES>LBW> S+B> ADF; zusammen: SIWS>SIES>PRF>EF>LBW	MIN, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF, AW, ALN, SQS, PRF, EF, STA	n.t.	Au; Höchster HT: FA	NN=500-700: 20,5531 (<0,0001); >300: n.s.; <9°: n.t.
-------------------------------	-----------------------	---	--	------	---------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Zwischen den Chi²-Testwerten und der Literatur besteht ein hohes Maß an Übereinstimmung.

Die Bartläufer-Art ***Leistus piceus*** ist laut Literatur eine Art der mesophilen und montanen Wälder und Blockhalden (GAC 2009), und wird auch im Abschnitt Fichtenwald besprochen. Koch (1989) erwähnt speziell auch Schluchtwälder und Auwälder, Müller-Motzfeld (2006a) eine Bevorzugung „beschatteter, feuchter, aber nicht staunasser Lebensräume (z.B. Schluchtwälder)“, sowie „alpine Matten“. Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten. Sie ist konstant brachypter und somit stets flugunfähig (Müller-Motzfeld 2006a).

Die Bindung an Schluchtwälder ist in den atlantischen Teilen Deutschlands wohl besonders ausgeprägt. Schüle et al. (1997) zufolge war *L. piceus* in Rheinland-Pfalz 90 Jahre lang verschollen und wurde erst bei gezielter Nachsuche in kühl-feuchten Bachschluchten wieder gefunden. Auch in Westfalen gilt die Art als „Charakterart feuchtkühler Schluchtwälder“ (Grundmann & Erbeling 1992, Grosseschallau 1981, Hemmer & Terlutter 1987). In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010), im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) und im Reinhardswald (Schaffrath 2001) wurde die Art nicht gefunden. In der Oberlausitz ist die Art selten gefunden worden und auf höhere Lagen des Zittauer Gebirges beschränkt (Gebert 2009b). In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) sie nicht. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) fehlt sie ebenfalls.

Baum (2011) zufolge, der sie am Belchen (Südschwarzwald) fand, ist sie in Südwestdeutschland „ausgesprochen selten“. Trautner (1996a) stuft sie für Baden-Württemberg als Bewohner der Typen „feuchte Nadelwälder“ und „feuchte Laubwälder“ ein. Scheurig et al. (1996), Jans (1987) und Trautner et al. (1998) fanden sie in baden-württembergischen Buchen-Wirtschaftswäldern und verschiedenen Naturwaldreservaten nicht. Aus dem Gebiet der Wutachschlucht meldete Kless (1961b) sie als Neufund für Baden aus einem feuchten, südexponierten Wald im Silikat-Teil des Gebietes. Lamparski

(1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den reinen Nadelbestockungen. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Südschwarzwald (Molenda 1989) tritt sie z.T. auf blockreichen Standorten aus (sh. beim Fichtenwald). In Missen des „Grindenschwarzwaldes“ (Rausch 1993b) fehlt sie.

Im Urwaldgebiet Bialowieza gilt sie als reliktiäre Art (Karpinski & Makolski 1954, Sklodowski 2002, Sklodowski 2006a, Sklodowski 2006b). Aus Frankreich werden „montane und bewaldete“ Regionen bis 2200 m (du Chatenet 2005), Hygrophilie und Wald (Coulon et al. 2000) als Ansprüche an den Lebensraum genannt.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie wenig stetig auf, sehr stetig hingegen im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006).

Aus dem Balkangebiet nennt Apfelbeck (1904) die Art nur für „Süd- und Zentralbosnien, in den Gebirgswäldern verbreitet, aber selten.“ Die Angaben zu Fichtenwäldern und Blockhabitaten werden bei den Fichtenwäldern besprochen.

Die Art wird häufig unter Holz gefunden (Hurka 1958a).

<i>Leistus piceus</i>	FA: 37,2897 (<0,0001)	Schlucht: SIES>MIN> SIWS>SB; zusammen: FBL>FINBO> HLW>SIES> FIKBO	MIN, (LBW), S+B, SIWS, SIES, FA, NND, HL, HLW, H/F, FB, BO, (BOP), (BO1), FINBO, FIKBO	A, B>2, BA: 0- 2;, BL>1, F:3, TH>2, GR>100, S(80)	Fichte; Höchster HT: FA	2,8-8,1: 5,0407 (0,0248); NN >300: n.s.; <9°: n.s.
-----------------------	--------------------------	---	--	--	-------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	++	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	----	---	---------------------------------	----

Die Art wird in der Literatur mehrfach für Schluchtwälder genannt, und erreicht auch im Chi²-Test für diese (speziell das FA) ihren insgesamt höchsten Chi²-Testwert. Dies kann bedingt als Kongruenz der Tests mit der Literatur gewertet werden, obwohl sie auch in blockreichen Fichtenwäldern ein weiteres regelmäßig besiedeltes Habitat aufweist. Den recht unterschiedlichen Lebensräumen dieser eher seltenen Art könnte als gemeinsamer Nenner ein bestimmtes, kühl-feuchtes Mikroklima mit ausreichendem Totholz und Vorhandensein von Blöcken für die petrophile Art gemeinsam sein. Aufgrund dieser Mehrzahl besiedelter Lebensräume könnte sie als „stenöker Mehrlebensraum-Bewohner“ eingestuft werden. Eine Affinität zu hohen Totholzvorräten kann auch aus den eigenen Daten bestätigt werden, ebenfalls für günstige Humusformen und frische Feuchtestufe.

Platynus livens ist eine stark hygrophile, seltene Art der Feuchtwälder (Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), und der Literatur zufolge vor allem, aber nicht ausschließlich, eine ausgeprägte Feuchtwaldart (sh. ausführlich beim Auwald). Einigkeit besteht in Bezug auf die Bindung an schattige Habitate. Nach Lindroth (1949) kommt sie in Skandinavien „in schattigen Laub- oder Mischwaldsümpfen von recht verschiedenen Typen vor“, nämlich neben ausgesprochenen Feuchtwäldern „sogar auf stark lehmigem Boden“ und „in Deutschland auch im Buchenwald“; wobei „Sümpfe mit *Betula* und *Alnus glutinosa* bevorzugt werden.“ Vogel & Krost (1990) stellten sie auf der Geest in einem Eschen-Buchen-Wald fest.

In den Niederlanden kommt sie neben Erlen- und Weiden- sowie Pappel-geprägten Feuchtwäldern auch in Eichen-Birken- und Eichen-Buchenwäldern regelmäßig, wenn auch weniger stetig als in vorgenannten vor (Turin et al. 1991, Turin 2000). In Irland lebt sie „thermophil in sumpfigen Laubwäldern und Brüchen“, und ist auf Kalkgebiete beschränkt (Anderson et al. 2000). Letzteres legt einen gewissen Bezug zu Bedingungen nahe, wie sie in feuchten Schluchtwäldern auftreten können.

Die Überwinterung erfolgt nach Marggi (1992) in „Faulholz, besonders in Pappelstämmen, welche auf dem nassen Boden vermodern.“ Beier & Korge (2001) fanden sie bei Potsdam „in der Schwanengrabenrinne in Anzahl unter Totholz und lichtem Mulmholz“, so dass die Habitatrequisite Totholz eine gewisse Rolle zu spielen scheint (Erwähnung z.B. auch bei du Chatenet 2005, Luff 1998).

Für die österreichischen Ostalpen nennt Franz (1970) „Sumpfwälder verschiedener Holzartenzusammensetzung, Bruchmoore und Teichränder“, ferner „in Deutschland auch in Buchenwäldern“ als Habitat. Waitzbauer et al. (2003) fanden sie in hoher Aktivitätsdichte in Urwald-Beständen des Bergmischwaldes. Möglicherweise führt das Vorhandensein eines hohen Totholzvorrates als kühl-feuchtem Versteck- und Nahrungsraum dazu, dass die Art in Urwäldern, zumindest in niederschlagsreichen Gebieten, nicht so stark an feuchte Standorte gebunden ist. Ein Fund u.a. am Neusiedler See (Franz 1970) stellt eine Bindung an montan getöntes Klima in Frage. Geiser (2001) nennt nur einen Fund aus dem Land Salzburg. Die Art wird in aller Regel nur in geringen Aktivitätsdichten nachgewiesen (z.B. Lik 2010), es dürfte sich daher um eine „low density species“ handeln. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

<i>Platynus livens</i>	FA: 32,5175 (<0,0001)	SIES>SIWS> (S+B)	(S+B), SIWS, SIES, FA	Keine	-; Höchster HT: -	NN >300: n.s.; <9°: n.s.
------------------------	--------------------------	---------------------	--------------------------	-------	----------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Zuordnung zum FA dürfte auf dem begrenzten Datensatz innerhalb des beschränkten Verbreitungsgebietes beruhen und ist nicht in Übereinstimmung mit in der Literatur beschriebenen Vorzugshabitat der Art, das eher in Feuchtwäldern liegen soll, wobei speziell für Deutschland auch nicht-hydromorphe Laubwälder genannt werden (speziell Buchenwald), was als Synthese eine regionale Präferenz für Schluchtwald durchaus denkbar erscheinen ließe. Zweifellos ist die Art dem feuchten FA nicht fremd, aber eine Präferenz für dieses in Bayern bedürfte der weiteren Bestätigung; zumindest in anderen Teilen Mitteleuropas kommt die Art auch in (anderen) Feuchtwäldern regelmäßig vor, sogar solchen auf organischen Substraten.

Leistus nitidus ist eine Art, die innerhalb Europas die Pyrenäen, Alpen, Karpaten und den Balkan besiedelt (Csiki 1946), also mittel-, ost- und westeuropäische Hochgebirge in einer sehr weiten Erstreckung, in den Mittelgebirgen dazwischen jedoch fehlend. In Deutschland ist sie entsprechend „subalpin und hochalpin“ in den Alpen (Horion 1941) verbreitet. Nur sehr begrenzt kommt sie darüber hinaus auch im angrenzenden Vorland (Löser et al. 1982, Baehr 1983) vor, hier wohl relikitär, oder möglicherweise auch dealpin über die Auen (Baehr 1983, Waldert 1990, Waldert 1991 u. Waldert schriftl. Mitt., Lorenz schriftl. Mitt. 2013). Baehr (1983) zufolge kommt sie „streng alpin“, ab 1000 m [meint insofern wohl: montan bzw. hochmontan], sowie in den Tobeln (Schluchten) der (baden-württembergischen) Allgäuer Vorberge als Vorposten dieser Verbreitung vor. Holdhaus (1954) charakterisiert sie als petrophil.

Funde in den West-, Zentral-, Ost- und Südalpen (Amiet 1967, De Zordo 1979a, Lang 1975, Brandmayr & Zetto Brandmayr 1988, Dalang 1981, Franz 1943, Franz 1970, Pravasini & Torossi 1987, Eyholzer 1995, Waitzbauer et al. 2003) stammen aus hochmontanen Buchen- und Bergmischwäldern, auch Fichten-dominierten, sowie aus subalpinen Fichten- und Lärchen-Beständen, Grünerlen- und Latschengebüschen und Zwergstrauchheiden sowie der alpinen Grasheide. In den Südalpen ist es eine „charakteristische Art der feuchteren Vaccinio-Piceetea“, die in subalpinen Nadelbaum- und Grünerlenbeständen verbreitet ist, ebenfalls im Aceri-Fagetum und im Abieti-Fagetum, deutlich weniger jedoch in Buchenbeständen; in den Vorbergen ist sie auf rohhumusreiche Alpenrosen- und Latschengebüsche beschränkt (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1988). In den Rhône-Alpes (Coulon et al. 2000) ist sie hygrophil und oberhalb 1000 m verbreitet.

In Österreich ist es eine „montane Art, die vorwiegend subalpine, einzeln auch hochalpine Lagen bevölkert, im Inneren des Gebirges aber gelegentlich bis in die Täler herabsteigt“, und „subalpin in der Waldstreu, hochalpin unter Steinen“ zu finden ist (Franz 1970). Im steierischen Ennsgebiet beschreibt Moosbrugger (1932) das Habitat als „sub- und hochalpin an feuchten Stellen, auch unter Rinden.“ Lang (1975) fand sie in der alpinen Stufe der Stubai Alpen (Tirol) in der Zwergstrauchstufe zwischen 2000-2200, nicht in den noch höher gelegenen Stufen. Waitzbauer et al. (2003) stellte sie nur im Urwald Rothwald der Ostalpen fest. De Zordo (1979a) fand sie auch hochalpin auf Wiesen und in der „intra- und extrasilvischen Zwergstrauchheide“. Geiser (2001) nennt aus dem Land Salzburg relativ zahlreiche Funde.

In der Schweiz ist sie „ziemlich selten“ (Marggi 1992) und montan bis alpin (1000-2500 m) verbreitet, „in Waldstreu und alpin unter Steinen, in Gebirgswäldern und Tälern, besonders an Quellrieseln, Bächen und Schneeflecken“, jedoch auch in lichten und eher trockenen „Fichten- und Föhrenwäldern

unter Steinen auf Kies-Humus-Gemisch“ zu finden. Der Schwerpunkt der Verbreitung der „stenotopen“ und „hygrophilen“ Art ist Luka et al. (2009) zufolge dort subalpin sowie in geringerem Umfang auch montan und alpin, und stark konzentriert auf Wald, v.a. Misch- und Nadelwälder, und seltener in Gebüschhabitaten. Dalang (1981) beschreibt ihr Vorkommen in den Bergen um Zürich nur oberhalb 900 m NN. Eycholzer (1995) stellte sie in Fichten-dominierten Beständen der hochmontanen Stufe fest.

Angaben zu Habitatpräferenzen außerhalb der Alpen sind in der Literatur praktisch nicht zu finden. Die weitestgehende Beschränkung der Verbreitung auf die Alpen legt aber nahe, dass sie trotz dort möglicherweise recht breiter Habitat-Amplitude außerhalb des eigentlichen Alpenbereichs mit seinen standörtlichen Besonderheiten (s.o.) viel stenöker und sehr eng an ganz bestimmte Habitatbedingungen angepasst ist (Baehr 1983).

In den ausgewerteten Arbeiten aus den Karpaten tritt sie weder in den Buchenwäldern (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) noch dem Abietetum oder Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) auf. Rizun (2003c) führt sie für die ukrainischen Karpaten nicht auf. Für das Balkangebirge gibt Apfelbeck (1904) sie für „hochgelegene Gebirgswälder, namentlich an der Baumgrenze“ in Bosnien an.

In Nordwestspanien trat die Art beim Vergleich beider Waldtypen nur in Buchen-, nicht aber in Eichenwäldern auf (Taboada et al. 2014).

Im bayerischen Alpengebiet (Förster 1987, Hemmer & Terlutter 1991, Leipold 1999, Junker 2005, Harry & Höfer 2010, unveröff. eig. Daten) wurde sie vergleichbar den Alpen-Anteilen der Nachbarländer v.a. in Wäldern, konkret in Buchenwäldern, Bergmischwäldern, dem Piceetum subalpinum und auch Grünerlen- und Latschengebüsch nachgewiesen. Förster (1987) stellte sie im Nationalpark Berchtesgaden sowohl in subalpinen Lärchenwäldern als auch in Bergmischwäldern und montanen, Fichten-dominierten Beständen und Fichtenforsten fest, ferner auch auf alpinen Zwergstrauchflächen. Harry & Höfer (2010) beschreiben aus einem Gebiet in den Allgäuer Alpen einen Vorkommensschwerpunkt im subalpinen Fichtenwald und Grünerlenggebüsch, weniger in Latschen- und Grasheidebeständen. In einem Höhen transekt dieses Alpenteils (Hemmer & Terlutter 1991) waren alle Höhenstufen besiedelt, die niedrigste (830 m NN) und der Fichtenbestand auf 1500 m am relativ geringsten, d.h. mit einer gewissen Bevorzugung höher gelegener Laub(misch)waldbestände. Bei einem Fund im Alpenvorland (Waldert 1990) handelt es sich möglicherweise um ein hochwasserverdriftetes Stück (Lorenz, mdl. Mitt. 2013).

<i>Leistus nitidus</i>	FA: 15,2900 (<0,0001)	SIES>SIWS> S+B	S+B, SIWS, SIES, FA	n.t.	(Buche); Höchster HT: FA	NN >300: n.s.; <9°: n.t.
------------------------	--------------------------	-------------------	------------------------	------	--------------------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Tatsache, dass es sich in Bayern um eine fast reine Alpen-Art handelt, spricht auch bereits für die enge Habitatbindung an kühl-feuchte Bedingungen außerhalb der eigentlichen Alpen, d.h. an deren Rand (vgl. auch Hemmer & Terlutter 1991). Auffallend ist die wiederholte Nennung von Grünerlenggebüsch als Fundort (z.B. Franz 1943, mehrfach), so dass die Art möglicherweise eine gewisse Präferenz für deren Vorkommensbedingungen aufweist, die u.a. in schluchtartigen, quelligen Rinnen konzentriert sind, auch wenn sie sicher in den Alpen nicht darauf beschränkt ist. Das FA spiegelt diese Bedingungen außerhalb der natürlichen Nadelwaldgürtel wohl am zutreffendsten wider.

Carabus scheidleri ist eine Art mit kleinem, südost-mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet, über die für Mitteleuropa wenige Angaben zu den besiedelten und bevorzugten Habitaten veröffentlicht wurden. Nach Turin et al. (2003) handelt es sich um eine „vorwiegende Waldart, die im Flachland auch in Feldhabitaten, Wiesen, Weinbergen und Weiden“ vorkommt. Koch (1989) führt „Wälder, lehmige Felder, Flussauen, Weinberge“, und speziell für Österreich „Eichen- und Eichen-Hainbuchenwälder (Querco-Carpinetum)“ an. Mandl (1956) zufolge werden im österreichischen Flachland Kulturhabitate, in mittleren Höhenlagen auch Wälder besiedelt. In Tschechien und Slowakei wird sie „regelmäßig in Wäldern, aber auch auf Feldern, Wiesen und Weiden, vom Flachland bis zur Waldzone des Berglandes“ gefunden (Hurka 1996), ebenso in Ungarn, wo die Art „v.a. Quercetum und Fagetum“ besiedelt, aber auch in verschiedenen, extensiv genutzten Ersatzlebensräumen vorkommt (Andorko & Kadar 2009). In Aufnahmen aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz &

Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie indes. Nach Turin et al. (2003) kommt sie v.a. in Wäldern des Hügel- und Berglandes, zu einem geringeren Maß aber auch in Hartholzauwäldern vor. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mäßig stetig und meist nur gering abundant auf, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlt sie.

Gauckler (1975) sieht den Schwerpunkt der in Bayern besiedelten Habitats „vorwiegend in Fettwiesen, seltener Magerrasen, sonst auch Ackerraine und Felder, nur vereinzelt Wälder (Querco-Carpinetum, Abieto-Fagetum, Piceetum).“

<i>Carabus scheidleri</i>	FA: 10,1014 (0,0015)	SIES>(S+B)	(S+B), SIES, FA	keine	Buche; Höchster HT: FA;	NN >300: n.s.; <9°: n.s.
---------------------------	----------------------	------------	-----------------	-------	-------------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Eigene Funde gelangen u.a. auch in dichten Latschenfilzen und anderen, nicht zu nassen Moor-Habitaten. Das Bild der Habitatnutzung und -bindung in der Literatur ist insgesamt zu diffus und die Datenlage angesichts der auf Südostbayern und Teile des Bayerischen Waldes beschränkten Verbreitung zu gering, um eine Zuordnung sicher zu erlauben, doch sprechen die Habitatbezüge in Osteuropa und die Funde in so unterschiedlichen Lebensräumen wie Schluchtwäldern und Latschenfilzen dafür, dass der höchste erreichte χ^2 -Wert für das FA, der auch nur einen sehr geringen Testwert erreicht, nicht zutrifft. Immerhin ist denkbar, dass die Art sich in Bayern, d.h. am Arealrand, besonders stenök verhält.

Adoxo-Aceretum (ADF)

Pterostichus madidus wird von Koch (1989) als Laubwälder, besonders solche der Fagetalia bevorzugend aufgeführt, aber auch ganz speziell im „Querco-Carpinetum“, ferner Waldrändern, Flussauen (sh. auch dort) und Offenland-Biotopen wie u.a. „Trockenhängen“.

In der norddeutschen Tiefebene, v.a. in Ostdeutschland, fehlt sie (Horion 1941), und tritt entsprechend auch in den alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) nicht auf. In Schleswig-Holstein wird nur ein kleines Areal besiedelt und diskutiert, ob es sich um ein „Reliktvorkommen dieser montanen Art“ handelt, die in Belgien und England „dunkle Wälder“ bevorzugt (Irmiler & Gürlich 2004; vgl. dazu aber Luff 1998, s.u.).

Lohmeyer & Rabeler (1965) geben innerhalb terrestrischer Waldgesellschaften des Weserberglandes das Vorkommen für Seggen- und Bärlauch-Buchenwälder und Steinsamen-Eichenwälder an. Lauterbach (1964) fand sie im Sauerland fast nur auf Kalk und bevorzugt im Buchenwald, für den auch nach Barner (1954) im nördlichen Westfalen eine Präferenz besteht. Rehage & Feldmann (1977) fand sie (wenig abundant) in einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk. In dem von Steinweger (2004) untersuchten Gebiet des Westerwaldes auf saurem Substrat fehlt sie. Im Nationalpark Hainich wurde sie in einem ehemaligen, in Sukzession befindlichen Kalksteinbruch sowie vereinzelt im Buchenwald und Stellario-Carpinetum gefunden (Brüggemann 2008). In einem Gebiet im Muschelkalk Niedersachsens fanden Judas et al. (2002) trocken-warme Bereiche präferiert.

In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie nur im Reservat auf Muschelkalk, nicht jenen auf Buntsandstein und Basalt auf. Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) wurde sie an mehreren der Probestellen gefunden, am abundantesten in einer Probestelle mit Eichen-Trockenwald und Edellaubholz-Bestockung auf blockigem Standort. Im Reinhardswald (Adeli 1964, Schaffrath 2001) fehlt sie.

In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands tritt sie in manchen Studien mäßig stetig auf (Klenner 1996, Rehage & Renner 1981), und fehlt in anderen in diesem Waldtyp ganz (Janßen 1992, Falke et al. 2000a, Vossel & Aßmann 1995, Lauterbach 1964). Eine Interpretation wäre, dass sie zu trockene und zu lichte Ausprägungen (wie Hutewälder, in denen sie fehlt) ebenso wie zu feuchte und zu saure meidet.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Buchen(misch)wäldern und Forsten in Buchenwäldern aller Typen (AF, HF, CF, LF). In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie in den Eichen-Hainbuchenwäldern, dem montanen Buchenmischwald und dem Fichten-dominierten Gebiet des Südschwarzwaldes auf, maximal im Eichen-Hainbuchenwald auf Keuper, in dem des Oberheintals hingegen nur vereinzelt, sonst mäßig abundant und stetig. Lamparski (1988) stellte sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den reinen Nadelbestockungen fest. Rausch (1993b) fand auf einer Fichten-reichen Misse im Grindenschwarzwald ein Einzeltier. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) ist sie im submontanen Eichen- und im montanen Hasel-Niederwald (hier mit relativ höchster Abundanz) vertreten. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb trat sie sehr abundant in beiden Typen auf, dabei abundanter im bodensauren, eichenreichen LF als im Kalkbuchenwald. In einer Catena der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art nur in einer Wacholderheide und hier in hoher Aktivitätsdichte. Baehr (1980) beschreibt die Art aus dem Schönbuch bei Tübingen als relativ seltenen Besiedler wärmerer, lichter Laubwälder, „v.a. im lichten Buchenwald mit Gebüsch in unmittelbarer Nähe des Waldrandes“, dabei „offensichtlich das Innere von Wäldern aller Typen meidend.“ Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie vor allem in Linden- und Schluchtwäldern mit nördlicher wie südlicher Exposition und nordexponierten Buchenwäldern.

Sie trat auf Sturmwurfflächen auf Jura und Rhätsandstein Baden-Württembergs auf und fehlte jeweils im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat die Art neben dem ursprünglichen Wald in geringeren Abundanzen auch in den älteren, „waldartigen Aufforstungen“, nicht aber den jungen Aufforstungen und den frischen Kippenstandorten auf (Neumann 1971b).

Für die Schweiz beschreibt Marggi (1992) sie als „euryöke Waldart mit Neigung zu wärmeren und trockeneren Bereichen (unter Verweis auf Dalang 1981), und neben Wäldern auch an Waldrändern oder an „von Wald gesäumten Bachbetten“ vorkommend. Luka et al. (2009) kategorisieren die Lebensraumpräferenz als „Gebüsche, Hecken, gebüschreiche Vorwaldgesellschaften, Waldränder, Laubwälder, Mischwälder“; maximale Abundanzen erreicht sie dort in „Gehölzhabitaten“ und somit in „Übergangszonen“, gefolgt von Wäldern, v.a. Laubwäldern. Der Schwerpunkt der Verbreitung in der Schweiz ist montan, ferner collin.

Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern basenreiche Wälder bevorzugt, die nicht nass [„waterlogged“] sind. In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie v.a. in lichten und wärmeren Wäldern sowie an Waldrändern vor, im collinen Südteil des Landes auch auf nordexponierten Kalkgrasland. Maximale Stetigkeit und Abundanz erreicht die Art in Eichen-Hainbuchenwäldern, und kommt ferner auch in Eichen-Birken-, Eichen-Buchenwald und trockenen Nadelforsten vor. Nachweise in feuchten Laubwäldern fehlen. In Frankreich ist die westeuropäisch verbreitete Art in Wäldern wie auch in Kulturhabitaten zu finden (du Chatenet 2005). In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag abundanter als davor (Richard & Gosselin 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie in verschiedenen Habitaten, besonders aber den Laubwäldern und Feuchtwiesen gefunden (Barbaro et al. 2006). In Großbritannien ist die Art Luff (1998) zufolge sehr häufig, und obwohl v.a. eine Waldart, regelmäßig auch in Gärten und v.a. trockenen Wiesen anzutreffen.

<i>Pterostichus madidus</i>	ADF: 34,6111 (<0,0001)	<u>Schlucht:</u> LBW>SIWS>(MIN); <u>zusammen:</u> AB>CRF>EF>ALN>LBW	(MIN), LBW, SIWS, ADF, AB, AW, ALN, (ALNS), SQS, CRF, EF, SIWS, ADF	A, B>2, BA:2, S70	Au; Höchster HT: ADF	NN >300: n.s.
-----------------------------	------------------------	--	---	-------------------	----------------------	---------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die insgesamt nur wenigen eigenen Nachweise der nur die Westhälfte Bayerns besiedelnden Art zeigen eine gewisse Häufung im Adoxo-Aceretum, was mit vorgenannten Habitatbeschreibungen (eher wärmegetönt, eher licht, Laubwald, basenreich, z.T. Bachnähe) im Einklang steht, v.a. wenn man bedenkt, dass es sich beim ADF vorwiegend um eine (standörtlich recht weit gefasste) Ersatzgesellschaft handelt (s.o.). In der Literatur genannte Vorkommen in Trockenhabitaten, noch dazu unbewaldeten, stehen im Widerspruch zu den Ergebnissen, doch zeichnet sich die westlich

verbreitete Art durch eine sehr ausgeprägt regionale Stenökologie aus, die bei den Habitatbeschreibungen aus atlantischer getönten Teilen Europas in Rechnung gestellt werden müssen.

Harpalus atratus wird in der Literatur überwiegend als sowohl im Wald als auch im Offenland auftretende Art beschrieben (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), lediglich bei Koch (1989) fehlt eine Erwähnung des Waldes. Hurka (1996) bezeichnet sie als indifferent gegenüber Schatten. Müller-Motzfeld (2006a) zufolge fehlt sie in der Tiefebene, zeigt also eine gewisse Montanität (vgl. auch Barner 1954, Anwander 1989). In der Schweiz tritt sie als Waldart auf, besonders häufig im (wärmegetönten) Tessin, wo ihre Waldbindung besonders deutlich aufscheint (Marggi 1992). Marggi (1992) zufolge benötigt sie „Beschattung und mäßige Feuchtigkeit.“ Eine Wärmepräferenz bzw. Bevorzugung eher mäßig trockener, nur mäßig feuchter Habitats (Hurka 1996, Koch 1989, GAC 2009), spiegelt sich auch in ihrer eher südlichen Verbreitung (Turin 2000) wider. Müller-Motzfeld (2004) führt *H. atratus* als xerotherm, nicht aber (zusätzlich) auch als silvicol auf. Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

Im subatlantischen Klima Nordrhein-Westfalens ist die Art rezent vor allem aus den höheren, größeren Mittelgebirgen bekannt, sowie historisch aus weiteren Mittelgebirgen (Kaiser 2004). Kaiser (2004) vermutet, dass die Art in Westfalen eher eine Art von Lichtungen und Waldrändern ist. Auch Barner (1954) und Schmidt (1988 in Anwander 1989) fanden die Art auf südexponierten, nicht zu dicht bewachsenen Lichtungen bzw. Kahlschlägen. Ludewig (1993) fand sie in verschiedenen extensiven, mit Gebüsch und Gehölzsukzession durchsetzten Flächen auf kalkführenden Substraten bei Mainz. Nagel (1975) stellte sie in xerothermen Ruderalhabitats auf devonischen Schiefen und Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes fest. In Holland fordert die Art Beschattung und Feuchtigkeit, und lebt v.a. im Wald und Gebüsch. Hier ist die Art stark rückläufig und aktuell verschollen (Turin 2000).

Trautner (1991) wies sie in zwei aus Sukzession hervorgegangenen Gehölzbeständen (Birken-Sukzessionswald, Streuobstwiesen-Brache) nach. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie in einem collinen Esskastanien-Niederwald auf, sowohl in der „Schattenphase“ als auch abundanter in der Lichtphase und am Bestandesrand. Kless (1961a, 1961b) fand sie in der Wutachschlucht in einem trockenen, südexponierten Mischwald mit Kiefer und in einem Gipsbruch. Lorenz (1999) stellte sie in einem Kiefern-Mischwald Sachsens fest.

Mit recht großer Regelmäßigkeit (Bräunicke et al. 1997, Lorenz 1999, Bönsel et al. 2000, Altherr 2007, Kroehling 2013) wird die Art in Pioniergehölzen und lichten Wäldern auf ungenutzten Bereichen von Bahnhöfen gefunden (Kroehling 2013), fehlt aber in den Bereichen ohne Gehölze. Die Kombination aus lichthem Laubwald und überwiegend gut drainierten Böden aus grobem Substrat (Bahnschotter u.ä.) scheint den Habitatansprüchen zu entsprechen.

Ködödöcz & Magura (1999) fanden sie sehr abundant im trockenen *Aceri tatarico-Quercetum* der Westukraine und wenig abundant im *Tilio-Carpinetum*, Ködödöcz & Magura (2005) abundant am steilen Hügel eines Buchen-Hainbuchen-Eichen-Mischwaldgebietes ebenfalls in der Ostukraine, während sie in beiden Arbeiten den Eichen-Hainbuchenwäldern fehlte (auch bei Magura et al. 1997b). Auf einer aufgelassenen Streuobstwiese in Ungarn trat sie abundant auf (Fazekas et al. 1992). In mährischen Karst ist die Art als in mäßig trockenen bis mäßig feuchten Habitats vorkommend und gegenüber Schatten indifferent beschrieben worden, und lebt u.a. in „Gebüsch- und Waldhabitats, Waldrändern, Gärten und Ruinen“, v.a. im Hügelland (Stastna & Hula 2012).

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-arvicol“ ein. Franz (1932) beobachtete in den Karnischen Alpen auch hochalpin ein Exemplar. Paill et al. (2012) fanden sie zusammen mit *Platynus scrobiculatus* und *Pterostichus transversalis* montanen Lawinenrinne im Nationalpark „Gesäuse“, anders als jene beiden Arten aber nicht auf den mit Gehölzen bestockten Bereich beschränkt.

Für den Balkan-Raum nennt Apfelbeck (1904) sie „verbreitet“ in Bosnien-Herzegowina. Im Triester Karst tritt sie Brandmayr et al. (1983) zufolge sowohl im Flaumeichenwald als auch „wärmeren Fagetalia“-Beständen auf, meidet jedoch (kühl-feuchtere) Fagion-Bestände. In einem Eichen-Hainbuchen- und Hopfenbuchen- sowie Auwald-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat sie regelmäßig in den Auwäldern auf. In den Südalpen fanden Chemini & Werth (1990) sie im Orno-Ostryetum, nicht aber im hochmontanen Abieti-Fagetum. In der südfranzösischen Ardèche-Region bezeichnet Balazuc (1984) sie als verbreitet und als „rudérale Art.“ In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie im Hochwald vor, und beispielsweise im

waldnahen Geröll im Bereich eines alten Klosters, insgesamt v.a. montan, und auf Weiden (Almen) bis 1800 m (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

In Buchenwäldern (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) wie auch im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) des Karpatensystems fehlt sie.

Anwander (1989) fand sie in der nördlichen Frankenalb in Einzeltieren auf Felsköpfen und Halbtrockenrasen. Im NSG „Staffelberg“ der Nördlichen Frankenalb (ASW 1989) trat sie in einem „lichten Wald“ und einem Steinbruch auf. In einer Untersuchung in der südlichen Frankenalb fand sie sich nicht auf den Kalkmagerrasen, aber in einer der Wacholderheiden (Baehr 1987). Bei der Wiederholungsaufnahme von Felsfreistellungen mit anschließender Gehölzsukzession in der Nördlichen Frankenalb (Fritze & Blick 2007) scheint die Art von der zunehmenden Wiederbewaldung zu profitieren. In Weinbergen der Fränkischen Platte (Götzke 2006) tritt sie mit hoher Stetigkeit auf, so dass ihre Anforderungen an Boden- und Gehölzbedeckung in dieser Dauerkultur dort offenbar auch erfüllt werden. Hofmann et al. (2001) listen nur zwei Fundorte in Oberfranken, beide von Kalkmagerrasen. Auf den von Brehm (2004) untersuchten Kalkmagerrasen auf Muschelkalk bei Bayreuth fehlt die Art.

<i>Harpalus atratus</i>	ADF: 29,1472 (<0,0001)	Schlucht: LBW>S+B>SIWS >MIN; zusammen: LBW>S+B>HF >SIWS>BB	(LH), MIN, LBW, S+B, SIWS, ADF, HF; (BUST)	A, B>6, BA: 2, S(>50)	Buche; Höchster HT: ADF	>7,5°: 9,1511 (0,0025); NN: >300: n.s.
-------------------------	------------------------	---	--	-----------------------	-------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Bevorzugung des ADF ist an einem nur mäßig hohen Chi²-Wert festgemacht. Sie ist aber in Übereinstimmung mit dem aus der Literatur beschriebenen Anspruchsprofil. Der Wert für Laubwälder ist größer als jener für Schlucht- und Buchenwälder zusammen, was auf eine wenig starke Spezialisierung hindeutet. Auch ist das ADF als Habitat ein „Sammelbecken“ mit Anknüpfungspunkten an Schlucht- wie auch andere Laubwälder (s.o.). Basenreichtum spielt auch laut eigenen Ergebnissen eine wichtige Rolle. Eine Bevorzugung wärmerer Wälder kann aus den eigenen Daten bestätigt werden. Ob in Bayern auch Habitate völlig außerhalb des Gehölz-Kontextes besiedelt werden (d.h. auch ohne Gebüsch und an Wald angrenzende Offenland-Flächen), ist unklar.

Vergleichbar dem Vorkommen von *C. irregularis* (s.o.) und Schluchtwaldpflanzen (Vollrath 1960, Brandes 1996) wird die Art mehrfach für Wald in der Nähe von Ruinen genannt. Für diese ist anzunehmen, dass er durch die puffernde Wirkung des (Kalk)gesteins und Kalkmörtels basenreicher, und zudem durch die Ruinentrümmern blockreich ist (vgl. Vollrath 1960).

***Asaphidion flavipes* (agg.)** ist ein Artaggregat, was eine der Ursachen sein dürfte, dass die Literaturangaben zu Habitaten der dazugehörigen Arten kein einheitliches Bild ergeben. Angaben konkret zu den Arten des Aggregates in der Literatur sind entsprechend spärlich, und ältere Angaben zu „*A. flavipes*“ nicht verwendbar.

Irmeler & Gürlich (2004) halten ***A. curtum*** in Schleswig-Holstein für eine „silvicole und azidophile Art.“ Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein; im Zielartenkonzept Baden-Württemberg nennt Trautner (1996a) *A. curtum* für Auwälder und Fließgewässerufer als Hauptvorkommen, mit Nebenvorkommen in „feuchten Wäldern.“

In den Niederlanden ist es eine Art, die „mehr oder weniger beschattete“ Habitate besiedelt, auch Laubwald, auch auf Sand- und Torfboden; ferner auch auf lehmigen Standorten des Kulturlandes und entlang von Fließgewässern (Turin 2000). Schattigere, v.a. Waldhabitate werden auch von Hurka (1996) genannt. In der Schweiz (Luka et al. 2009) besiedelt sie v.a. collin und schwächer auch montan verbreitet und hygrophil die Kategorie „Ufer und Feuchtgebiete“. In Skandinavien werden ebenfalls nur mindestens teilweise schattige Lebensräume besiedelt, v.a. Wald (Lindroth 1986). Ein dänischer Fundort liegt auf „feuchtem, lehmigem Mull-Boden, auf offenen Stellen zwischen *Carex*“ (Lindroth 1986).

Ähnlich ist die Beschreibung eines Fundortes in der Ardèche-Region Südfrankreichs, wo die Art „sehr abundant auf schattigem, kalkreichem Talus“ beobachtet wurde (Balazuc 1984). Für Frankreich nennt du Chatenet (2005) „Süßwasser-Ufer und an sumpfigen Standorten“, Coulon et al. (2000) planare bis colline Standorte, Hygrophilie und „Sümpfe und Wasserläufe.“ In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie bevorzugt in Laubwäldern in Wassernähe vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Handke (1993) fing sie in Hartholzauwäldern am hessischen Rhein. Falke et al. (2000b) fanden sie in einem Hutewald-Mosaik nur im Eichen-Hainbuchenwald (den sie zum Quercu-Ulmetum stellen), v.a. in der nicht ganz so feuchten Variante. Detzel et al. (1993) melden einen Fundpunkt aus einem schattigen Friedhofsgehölz ohne Auenbezug.

<i>Asaphidion curtum</i>	ADF: 17,2479 (<0,0001)	(SIWS)>(S+B)	(S+B), (SIWS), ADF, (LF)	(A), S(>70)	(Buche); Höchster HT: ADF	NN >300: n.s.; <9°: n.s.
--------------------------	---------------------------	--------------	-----------------------------	-------------	---------------------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Anders als (manche) anderen Arten des Komplexes wie *A. austriacum* (sh. beim Auwald) ist die Art offenbar in Deutschland nicht auf Auen und Feuchtstandorte beschränkt, kommt aber regelmäßig in Auwäldern vor. Hygrophilie in Verbindung mit lehmigen Standorten und z.T. offenem Boden (Balazuc 1984, Lindroth 1986) wären durchaus in Einklang mit einer Bevorzugung frischer bis feuchter Schluchtwälder und Auwälder, deren „Synthese“ das Adoxo-Aceretum in gewisser Hinsicht darstellt. Wiederholt wurde *A. curtum* in Bayern aber auch in verschiedenen „Landwäldern“ gefunden, so im Eichenbestand der Waldklimastation „Rothenbuch“ des Spessarts auf Buntsandstein. Die Präferenzen der Art bedürfen daher, auch angesichts des sehr geringen Testwertes, einer breiteren Datenbasis oder gezielter Studien.

Carabus auratus gilt als sehr typischer Bewohner der Feldflur („Feldtier“, Baehr 1980) und reine Offenland-Art, die den Wald meidet (Burmeister 1939, Lindroth 1949, Lindroth 1974, Baehr 1980, Marggi 1992, Hurka 1996, Irmeler & Gürlich 2004, GAC 2009). Koch (1989) nennt neben Kulturhabitaten wie „lehmigen Äckern“ und offenen Trockenlebensräumen „trockene Waldränder und Gehölze.“ Hartmann (1924) bezeichnete sie für Baden als „die häufigste Art auf Feldern und in Gärten.“ Nüssler & Grämer (1966) charakterisieren die Art für Ostachsen als „sehr feuchtigkeitsliebend“ und „mittelschwere Böden“ besiedelnd. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktvorkommen in Ackerunkrautfluren, ohne Angaben zu weiteren Haupt- und Nebenvorkommen. Korell (1983b) beschreibt sie für Hessen als „ausgesprochenes Feld-, Wiesen- und Gartentier, das Wald meidet.“ Marggi (1992) bezeichnet sie als „Kulturflüchter“ und meint wohl „Intensivkulturflüchter“, denn in der offenen Kulturlandschaft war sie wohl ein ausgesprochener Kulturfolger (Scherney 1959). Tietze (1985) fand sie in der Dübener Heide auf extensiv genutzten, mesotrophen Wiesen und stellt sie in eine Gruppe „typischer Arten der Frischwiesen“; infolge Intensivierung (Entwässerung, Düngung u.a.) verschwand sie. Auch Korell (1983b) beschreibt ein regionales Verschwinden in Teilen Nordhessens infolge intensivierter Landwirtschaft und Flurbereinigung.

In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie nur im angrenzenden Wirtschaftswald des Reservates mit Vegetation eines SC auf. In vielen der Waldgebiete Baden-Württembergs (Jans 1987, Kless 1961b, Hochhardt 2001), wie sowieso den montanen des Schwarzwaldes, war sie nicht vertreten. Baehr (1980) beschreibt das Vorkommen im Schönbuch als hauptsächlich an Feldrainen und auf Lehmstandorten und von dort auch „eindringend“ in Waldränder und Gebüsch, in Einzelexemplaren auch in geschlossenen Fichtenforst. Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art in höherer Aktivitätsdichte in Wacholderheide als auf dem Acker. Sie trat auf einer Sturmwurflläche auf Jurakalk in Baden-Württemberg auf, nicht jedoch im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Auf einer Brandfläche im Odenwald Baden-Württembergs (Trautner & Rietze 2001) fehlte sie ebenso wie in den Vergleichsbeständen. Nagel (1975) stellte sie in Xerothermhabitaten auf Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes fest.

Im Nationalpark Hainich vermag die Art zumindest teilweise Aspen-Pionierwald-Stadien zu nutzen (Brüggemann 2008). In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) tritt sie mit geringer Stetigkeit auf, in einigen der Bestände stetig in mehreren Jahren und nicht nur in Einzeltieren. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010), im Edersee-Gebiet (Schaffrath

1999) und im Reinhardswald (Schaffrath 2001) trat sie nicht auf, im Gebiet Kranichstein nur am Rand einer Wiese zum angrenzenden, Eichen-reichen Wald. In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Rehage & Renner 1981, Janßen 1992, Klenner 1996) wurde sie nicht festgestellt. In einem montanen Eichen-Birkenwald des Siegerlandes (Kolbe 1970) trat sie als Einzeltier in Erscheinung.

Ludewig (2007) fand sie in der hessischen Rheinaue in einer breiten Palette von Feuchtlebensräumen einschließlich Auwald. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßiger Abundanz auf, die nassen Bereiche jedoch meidend.

In Frankreich tritt die Art nach du Chatenet (2005) „manchmal im Wald“ auf, während Forel & Leplat (1995) für manche Landesteile auch Wälder und speziell Auwälder als regelmäßigen Lebensraum anführen. Toigo et al. (2013) stufen sie zwar aus Literaturangaben als „Generalist“ ein, fanden sie aber als eine der abundantesten Arten ihrer Untersuchung sechs französischer Waldgebiete. In französischen Eichen-Mittelwäldern (Richard & Gosselin 2005) tritt sie abundant auf, nach dem Einschlag deutlich abundanter als davor. In der südfranzösischen Ardèche wurde sie „nie auf Sand“ gefunden und ist rückläufig (Balazuc 1984). Turin (2000) bezeichnet die Art für die Niederlande als Offenland-Art, obwohl sie neben Vorkommen auf Kalkgrasland (hier in relativ höchster Stetigkeit und Abundanz) fast ebenso stetig und abundant in Eichen-Hainbuchenwald (so auch Turin et al. 1991), und (deutlich seltener) auch in Erlen- und Weiden-Feuchtwäldern gefunden wurde. In Tschechien ist die Art sehr selten, stark rückläufig und bevorzugt wärmegetönte Lebensräume (Hurka 1996). Im Hauptverbreitungsgebiet der osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwälder fehlt die Art.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München.

Die Art ist aktuell noch in der nacheiszeitlicher Wieder-Ausbreitung begriffen, ihre Verbreitungsgrenze verläuft in Südbayern durch Bayern und endet derzeit ungefähr im Stadtgebiet von München (eig. Daten, vgl. Frick 2012). Auf der Münchner Schotterebene wurde sie regelmäßig in Eichen-Hainbuchenwäldern gefunden (Frick 2012). Metzner (2004) fand sie vereinzelt auch in renaturierten oberfränkischen Auen, in geringen Abundanzen.

<i>Carabus auratus</i>	ADF: 6,3562 (0,0117)	MIN	MIN, ADF	(A)	-; Höchster HT: ADF	<9°: n.s.; NN >300: n.s.
------------------------	-------------------------	-----	----------	-----	------------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der Testwert für das ADF ist sehr gering, eine Affinität zu eher lichten, mesophilen Laubwäldern auf frischen Lehmstandorten erscheint aber in Einklang mit den Ansprüchen der Art. Die Bevorzugung besserer, frischer Böden ist in Einklang mit den Habitatbedingungen von Hangschleppen des Typs ADF, jedoch keine Spezifität derselben. Auch auf der Münchner Schotterebene (nach Datenschluss) gelangen Funde in Wäldern, und zwar im Eichen-Eschen-Hainbuchenwald des NWR „Fasanerie“, in hohen Aktivitätsdichten im Waldinnern und weitab von Offenland-Flächen oder Lichtungen. Möglicherweise liegen auch bei dieser „Offenland-Art“ die ursprünglichen Lebensräume in den Flussauen einschließlich der Auwälder.

Quercu-Tilietum (QT)

Trichotichnus nitens ist wegen des kleinen Areal und der erst spät endgültig erfolgten taxonomischen Abtrennung von *T. laevicollis* (vgl. Baehr 1980) in der Literatur nur mäßig vertreten. Es ist eine montane, reine Waldart (Turin 2000, Müller-Motzfeld 2006a), die nach Koch (1989) hygrophil und silvicol neben Wäldern auch an Waldrändern und auf Waldwiesen vorkommen kann. Für eine (noch) stärkere Waldbindung als die Schwesternart *T. laevicollis* (Turin 2000) spricht, dass *T. laevicollis* in der Schweiz (und auch in Österreich, De Zordo 1979a) oberhalb der Waldgrenze vorkommt, *T. nitens* hingegen nicht (Marggi 1992).

In Westfalen befindet sich die Art an der nördlichen Arealgrenze und ist eine reine Waldart, die dort neben naturnahen Wäldern auch Fichtenforste besiedeln kann (Kaiser 2004). Steinweger (2004) fand sie in einem Waldgebiet im Süderberglandes über alle vier Varianten vorkommend, auch dem aufgelichteten Bestand einer „Sukzessionsfläche“ und im Fichtenforst.

Sie kommt in den Niederlanden nur im südlichsten Zipfel des Landes vor und bevorzugt Laubwälder, wie z.B. Eichen-Birken- und Eichen-Hainbuchenwald, weniger trockenen Nadelwald (Turin 2000). In Belgien ist sie rezent nur in Wallonien verbreitet, kam historisch aber auch im zentralen Lehmggebiet vor (Desender et al. 2008). Während Desender et al. (2005) sie noch als „eurytope Art“ „sonstiger Wälder“ einstufen, bezeichnen Desender et al. (2008) sie als „stenotop“. In Schleswig-Holstein besitzt die Art nur ein isoliertes Vorkommen (Irmiler & Gürlich 2004).

Scheurig et al. (1998) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern in montanen und collinen Buchen- und Buchen-Tannen-Wäldern des AF und HF. In der Wutachschlucht kommt sie Kless (1961b) zufolge „in allen Wäldern des Gebietes“ vor, spezielle Erwähnung findet sie bei den Schluchtwäldern und den „Kalk - und Mergelhängen“. Nach Baehr (1980) ist sie im Schönbuch „recht feuchtigkeits- und dunkelpräferent“ und wurde dort neben einzelnen Funden in Auwäldern v.a. in älteren, moos- und farnreichen, aber auch jungen und dichten Fichtenforsten gefunden, nicht hingegen in Laubwäldern. Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art in höherer Aktivitätsdichte im moosreichen Fichtenforst als im vegetationsarmen Buchenwald. In baden-württembergischen Naturwaldreservaten (Trautner et al. 1998) ist sie v.a. in montanen Buchen-Mischwäldern wie dem „Conventwald“, aber auch einem Eichen-Hainbuchenwald auf Keupertonen („Sommerberg“) verbreitet. Im (hoch)montanen, fichtenreichen „Napf“ des Südschwarzwaldes als Fichten-angereicherter Ersatzgesellschaft bodensauren Bergmischwaldes präferiert sie auffallend einen offenen Bereich, der zuvor mit Fichten bestockt war. Im „Bechtaler Wald“ als Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald des Rheintals tritt sie nur vereinzelt auf. In den Nadelbaum-geprägten Naturwäldern des Nordschwarzwaldes fehlt sie (Trautner et al. 1998). Lamparski (1988) stellte sie im Südschwarzwald nur im Bergmischwald aus Tanne und Fichte mit Buche fest, nicht den reinen Fichten-Beständen, aber auch nicht dem Buchen-dominierten Bestand. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie in verschiedenen Höhenstufen und sowohl in Eichen- als auch Esskastanien- und Hasel-Niederwäldern auf, v.a. in der „Schattenphase“, am abundantesten im montanen Hasel-Niederwald, und hier abundanter am Bestandesrand. Fuhrmann (2007) fand sie wenig abundant aber recht stetig in den verschiedenen Stadien eines Siegerländer Hauberges, am relativ stetigsten (aber nur in Einzeltieren) im Feldbau-Stadium.

Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie stetig sowohl auf der Brandfläche wie den Vergleichsbeständen aus Buche und Eiche-Buche auf, mit Abstand am abundantesten aber in einer Vergleichsfläche mit Fichten-Mischwald-Dickung. Auf Sturmwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie in allen drei Untersuchungsgebieten auf, aber zumindest teilweise in den stehenden Vergleichsbeständen abundanter.

In der Schweiz ist die Art nach Marggi (1992) euryök, übersteigt aber die Waldgrenze nicht (Marggi 1992); Luka et al. (2009) zufolge werden „Übergangszonen“ von Wäldern besonders bevorzugt, Misch- und Laubwälder gegenüber Nadelwäldern vorgezogen und die Art selten außerhalb des Waldes gefunden; der Schwerpunkt der Funde, die sich von der collinen bis in die subalpine Stufe erstrecken, liegt montan.

Die Art hat ein sehr kleines, südmitteleuropäisches Areal, ist aber zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

In einem Höhentransekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie in Einzeltieren in den montanen Laub(misch)wäldern auf, im subalpinen Fichtenwald und im Grünerlengebüsch hingegen fehlend.

<i>Trichotichnus nitens</i>	QT: 65,1070 (<0,0001)	<u>Schlucht:</u> MIN>SIWS>FA >SIES>S+B; <u>zusammen:</u> BRAS>MIN> WBF>SIWS> FA	(LH), MIN, (WS), LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, QT, BUST, BSS, BRAS, WBF	A, B>2, BA: 2, GR100, S(80)	Buche, Kiefer; Höchster HT: QT	<9°: n.s.; NN >300:: n.s.
-----------------------------	--------------------------	---	--	--------------------------------	--------------------------------------	------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Das QT erreicht den Chi²-Maximalwert der Art und beschreibt daher die Habitatpräferenz der Art mutmaßlich relativ am besten. Die Testwerte, auch für das QT, sind nur mäßig hoch und

möglicherweise dadurch beeinflusst, dass die Art ein beschränktes Areal aufweist. Eine Bevorzugung eher schattiger Wälder ist in Einklang mit der Literatur, ebenso eine eher montane Tönung. Ferner werden basenreichere Wälder präferiert. An zweiter Stelle stehen Brandstandorte, obwohl nur zwei von 27 Probestellen mit Nachweis der Art dieser Habitattypengruppe zuzuordnen sind, was mithin als Artefakt aufzufassen ist, und auch im Widerspruch zu einer Präferenz für das QT wie auch den Literaturangaben für schattige Wälder steht. Brandhabitats sind durch alkalische Reaktion und höhere Anteile organischer Substanz gekennzeichnet, was möglicherweise eine gewisse Gemeinsamkeit darstellt.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Leistus rufomarginatus befindet sich in Europa (Barner 1937, Horion 1938, Critchley 1967, Lindroth 1974, Rushton et al. 1996, Luff 1998) und auch in Deutschland aktuell in Ausbreitung, mit vereinzelt Vorkommen auch bereits in Bayern. Nach Koch (1989) ist die Art hygrophil und silvicol, dabei eurytop, und besiedelt v.a. feuchte Laubwälder, montan auch feuchte Nadelwälder, sowie auch Nichtwaldhabitats wie „anmoorige Heide.“ Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt vorkommen in mesophilen Wäldern, mit weiterem Hauptvorkommen in Feucht- und Nasswäldern und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. Barner (1937) erwähnt für Nordwestfalen Buchenwälder und Fichtenforste und Vorkommen sowohl auf Lehm als auch Sand und Sandstein. In der Senne kommt sie sowohl in Kiefern-Bestockungen, dem Betulo-Quercetum wie auch im Buchen-Eichenwald am Rand des Teutoburger Waldes vor (Heitjohann 1974). Die Art ist in Belgien eher hygrophil (Derenne 1957), in den Niederlanden bevorzugt sie humusreiche Laubwälder und zeigt sich „tolerant in Bezug auf die Bodenfeuchtigkeit“, was auch darin zum Ausdruck kommt, dass sie in allen Wald- und Forsttypen nachgewiesen wurde, in höchster Abundanz sogar in Waldanpflanzungen auf Sand (Turin 2000). Im atlantischen Schleswig-Holstein ist sie Irmeler & Gürlich (2004) zufolge eine reine Waldart mit „geringer Toleranz gegenüber fehlender Baumbedeckung“; dass sie diesen Autoren zufolge eher trockene Wälder bevorzugt, muss möglicherweise auch im Kontext des atlantischen Klimas gesehen werden.

Wie alle Bartläufer handelt es sich um einen bevorzugten Collembolen-Jäger (Bauer 1985, Luff 1998).

In baden-württembergischen Wäldern wurde sie in den vorliegenden Aufnahmen (z.B. Scheurig et al. 1996, Trautner et al. 1998, Kless 1961b, Baehr 1980, Lamparski 1988, Kenter et al. 1998, Hochhardt 2001) praktisch nicht gefunden, einer der sehr wenigen Funde in der ausgewerteten Literatur liegt in einem montanen, Nadelbaum-geprägten, eher kühl-feuchten Reservat (Trautner et al. 1998). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald fehlte die Art und trat in allen drei Vergleichsbeständen auf, bevorzugt offenbar in den älteren Laubwaldbeständen (Trautner & Rietze 2001).

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie mäßig stetig und abundant vertreten. Von vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie mäßig abundant nur in jenem auf Muschelkalk auf. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) war sie in Einzeltieren im Aspen-, Eichen-Hainbuchen- und Kalkbuchenwald präsent. In einer Trockenrasen-Wald-Catena des Thüringer Muschelkalks (Dunger et al. 1980) war sie im Orchideen-Buchenwald vertreten, nicht im Kiefernforst auf Kalk oder den Grünlandhabitats. Aus dem Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) und dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise, während sie im „Wildschutzgebiet Kranichstein“ am Rand eines Erlen-Feuchtwaldes gefunden wurde.

In Eichen-Hainbuchenwäldern des nordwestdeutschen Tieflandes (Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a) tritt die Art stetig auf, ohne erkennbare Präferenz für feuchte und primäre Ausprägungen, fehlt aber in jenen der angrenzenden Mittelgebirge (Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964). Im Süderbergland Westfalens werden verschiedene Waldhabitats genutzt: Lauterbach (1964) fand Einzeltiere in einem Fichten-Jungbestand auf Kalk, Steinweger (2004) ein Einzeltier in einer Verjüngungsfläche, Rehage & Feldmann (1977) sie vereinzelt im Schluchtwald auf Kalk.

In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) tritt die Art überwiegend nur vereinzelt auf, sowohl in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern, und nur in einer Probestelle des Hartholzauwaldes auf Schluff in höherer Stetigkeit.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie nur teilweise, und dann mäßig abundant oder vereinzelt auf. In Buchenwäldern des Karpatensystems fehlt sie meist (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005) oder tritt vereinzelt auf (Huidu 2010). In verschiedenen, meist wohl eher den etwas wärmer oder ozeanischer getönten Regionen Europas (z.B. Jorum 1976, Späh 1980, Drioli 1983, Loreau 1984, Milasowszky et al. 2008, Seric Jelaska et al. 2010), tritt sie auch in Buchenwäldern (AF, LF) und im Abietetum auf.

In der Schweiz zeigt sie nur ein „geringes Feuchtigkeitsbedürfnis.“ Hier handelt es sich um einen „montansilvicolen Waldbewohner, der vorwiegend in Laubwäldern (Buchenwald), die nicht zu dicht bewachsen sind, aber auch an Waldsäumen und Lichtungen auftritt (Marggi 1992). Sie wird unter Moos, Baumrinde (Marggi 1992) bzw. unter Steinen und im Laub (Derenne 1957) gefunden. Auch in Großbritannien werden Laubwälder bevorzugt (Luff 1998, Critchley 1967), „auch dunkle Bestände“ (Lindroth 1974). In Frankreich werden Laubwälder und feuchte Lichtungen besiedelt (du Chatenet 2005), für die Rhône-Alpes die Art als collin vorkommender, wenig spezialisierter Waldbewohner (Coulon et al. 2000) beschrieben. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art ohne weitere Spezifizierung als „silvicol“ ein. Dahl (1925) beschreibt eine Fundstelle als mit „Gebirgscharakter durch den Kalkboden und eine Quelle, die selbst in trockenem Sommer nicht versiegt war. Der Ort war also: mit Laub bedeckt, feucht, kalkhaltig und schattig.“ Lindroth (1949) bezeichnet die Art als eine „ausgesprochene Waldart.“ In Skandinavien muss die Feuchtigkeit „nicht sehr groß“, eine „ausgeprägte Humusschicht aber stets vorhanden sein.“ Oft wird die Art dort auf Kies-Untergrund angetroffen (Lindroth 1949). Sie kommt dort „ganz vorwiegend im Buchenwald vor, sofern dieser nicht ganz geschlossen ist, sowie auch „in Mischlaubwald oder in +/- reinen Beständen von *Carpinus* und *Ulmus*“ und nur ganz vereinzelt und nur lokal in „gepflanzten Nadelwäldern“ (Lindroth 1949). Auch in Skandinavien werden also v.a. Laubwälder auf Mullstandorten mit ausgeglichenem Feuchtehaushalt [„moderate content of moisture“] besiedelt (Lindroth 1986).

Roubal (1938) listet die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei. Horion (1938) führt die Art unter jenen an, die wegen ihres speziellen Wärmebedürfnisses in Deutschland nur sporadisch verbreitet sind. Die Ausbreitungsfähigkeit der flugfähigen Art ist hoch (Rushton et al. 1996 modellieren bis zu 20 km/a durchschnittliche Ausbreitungsgeschwindigkeit).

<i>Leistus rufomarginatus</i>	ETR: 63,2152 (<0,0001); Schlucht: FA: 38,7034 (<0,0001)	Schlucht: SIES>SIWS>S+B>MIN>(LH); zusammen: TRWS>FA>SIES>SIWS>EI	(LH), MIN, S+B, SIWS, SIES, FA, TRWS, LITR, ETR, EI	A, B>2, BA: (2)	Eiche; Höchster HT: FA	NN >300: 4,4493 (0,0349) (neg.); <9°: n.s.
-------------------------------	---	---	---	-----------------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Beschreibungen der Ansprüche (Laubwald, humos, mittlere Feuchte) sind im Einklang mit einem Vorkommen in Schluchtwäldern, die in Form des FA den maximalen Chi²-Testwert auf HT-Ebene erreichen, legen aber keine echte Bindung an Schluchtwälder allgemein oder speziell das FA nahe. Der maximale Chi²-Wert lautet auf Eichen-Trockenwald, was dem FA in Bezug auf die Feuchtigkeit ziemlich entgegengesetzt ist, aber in Bezug auf Humusreichtum und Laubbestockung Gemeinsamkeiten aufweist. Auch in der ISA wird der maximale Wert für Trockenwald- und -gebüsch (TRO) erzielt, also für ein trockenes Konvolut. Zu einer günstigen Auflageform und besseren Basenausstattung als Habitat-typische Merkmale bestehen laut Chi²-Test Affinitäten. Der Datenbestand ist aufgrund der bisher nur sporadischen Verbreitung in Bayern noch zu gering, um ein verlässliches Bild der Ansprüche in Bayern zu geben. Aufgrund der guten Ausbreitungsfähigkeit ist im Zuge eines wärmer werdenden Klimas mit einer weiteren Ausbreitung in Bayern zu rechnen.

Nach Datenschluss erfolgte Funde im Raum Landshut in einem Hartholzauwald und in einem aus Sukzession entstandenen, Weichlaubholz-Mischwald auf alter Bahnbrache fügen sich in das Bild einer frische Laubwälder mit günstigem Humuszustand bevorzugenden Art.

Cychrus caraboides ist eine auf Gehäuseschnecken als Nahrung spezialisierte Art mäßig feuchter, d.h. nicht zu trockener und nicht zu nasser Wälder (Barner 1937). Barner (1937) zufolge ist sie

(zumindest im nördlichen Westfalen, also im Übergang zum norddeutschen Tiefland) vorzugsweise „Gebirgsbewohner“, also eine montane Art. Es handelt sich um eine außerhalb des Hochgebirges (Marggi 1992) reine Waldart, die aber meist nicht in hohen Dichten oder häufig auftritt (Horion 1941, Luff 1998). Nach Marggi (1992) tritt sie in der Schweiz in eher trockenen Wäldern auf.

Horion (1941) zufolge kommt die Unterart oder Rasse *caraboides* vorzugsweise montan, die Unterart/Rasse *rostratus* hingegen auch im Flachland vor; die Unterscheidung beider Formen ist jedoch z.T. unsicher (Horion 1941) und unüblich, und unterblieb daher hier (sh. Kapitel 2).

Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) trat sie relativ stetig und überwiegend wenig abundant über die verschiedenen Waldtypen auf. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie stetig vertreten, z.T. mäßig abundant. In vier hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie nur in beiden besser basenversorgten, nicht jenen auf Buntsandstein auf. Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) wurde sie nicht gefunden, im Reinhardswald möglicherweise nur historisch oder jedenfalls offenbar selten (Korell 1983b, Schaffrath 2001). In sächsischen Schluchtwäldern fand Krause (1995) sie nur in dem Bestand auf Sandstein, nicht jenem auf Kalk, Rehage & Feldmann (1977) nicht in einem Schluchtwald auf Kalk des Sauerlandes. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) sie nicht.

In Eichen-Hainbuchenwäldern des nordwestdeutschen Tieflands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b) ist sie mäßig stetig und mäßig abundant vertreten, aber in den feuchtesten fehlend, ebenso wie jenen des Mittelgebirges (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981). Lauterbach (1964) und Steinweger (2004) beobachteten sie in Wäldern und -forsten des Süderberglandes nicht.

In den von Scheurig et al. (1996) untersuchten Wäldern Baden-Württembergs trat sie in verschiedenen Waldtypen ab der montanen Stufe auf. In Naturwaldreservaten (Trautner et al. 1998) war sie in allen untersuchten Reservaten vertreten, von den Eichen-Hainbuchenwäldern tieferer Lagen bis zu den Nadelholz-geprägten des Nord- und Südschwarzwaldes, am stetigsten und abundantesten aber im montanen Buchenmischwald des Reservates „Conventwald“. Auch in hochmontanen Fichten-Tannen- und Tannen-Fichten-Beständen des Südschwarzwaldes (Lamparski 1988) und hochmontanen Wäldern (Fichte-Buche, Schluchtweidengebüsch) sowie einem Borstgrasrasen im Feldberggebiet (Molenda 1989) trat sie vereinzelt und meist in geringer Abundanz auf. Auf Müssen des Grindenschwarzwaldes (Rausch 1993b) ist sie relativ stetig präsent. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) ist sie nur im submontanen Eichen- und im montanen Hasel-Niederwald (hier mit relativ höchster Abundanz), nicht hingegen in den collinen Eichen- oder Esskastanien-Niederwäldern vertreten. In der Wutachschlucht fand Kless (1961b) sie in Linden- und Buchenwäldern, aber auch Wäldern auf Silikatgestein einschließlich nordexponierten Nadelforsten. Im Schönbuch wurde sie in Auwäldern und im Waldrand-Gebüsch eines Kiefernwaldes in Einzeltieren gefunden (Baehr 1980). In den zwei von Jans (1987) untersuchten Wäldern der Schwäbischen Alb trat sie nicht auf. Hingegen fand sich bei den Untersuchungen von Kenter et al. (1998) nur im Jura, und hier sowohl im Windwurf als auch im stehenden Vergleichsbestand. Eine Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) wird stetig, aber insgesamt weniger abundant als die Vergleichsbestände besiedelt.

Die „ausgesprochene Waldart“ besiedelt in Skandinavien Laub- und Mischwälder „mit beträchtlicher Bodenfeuchtigkeit und ausgeprägter Humusschicht, oft an sehr finsternen Stellen“; in Teilen Skandinaviens präferiert sie aber auch Buchenwald (Lindroth 1949). Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) trat die Art in beiden Typen auf. Laut Horion (1941) war die Art bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts rückläufig.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010), sowohl basenreichen als auch bodensauren, besonders auch im Abietetum, sowie auch im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ist sie stetig vertreten.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie nur teilweise, und dann mäßig abundant oder vereinzelt auf.

Die Art „hält sich mit Vorliebe unter Moos und Rinde alter Stümpfe auf“ (Lindroth 1949). Das Winterlager wie Tagesverstecke liegen in morschem Holz und unter Rinde (Barner 1937).

Metzner (2004) fing sie vereinzelt in revitalisierten oberfränkischen Auen; auf den von Plachter (1986a) untersuchten südbayerischen Kiesbänken fehlte sie.

<i>Cychrus caraboides</i>	MIN: 18,7100 (<0,0001)	Schlucht: SIES>SIWS> WS> FA >S+B; zusammen: SIES>SIWS> WS>FA>KIE	MIN, WS, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, KIE, (CPI)	A, B>2, BA2, BL>1, TH>2, GR100, S80	(Kiefer); Höchster HT: FA	NN>300: n.s.; <9°: n.s.
---------------------------	------------------------	---	---	---	---------------------------------	----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Die Art erreicht recht hohe Stetigkeiten im FA, kommt aber auch in Flechten-Kiefernwäldern (33% Stetigkeit), Kiefernforsten (41% Stetigkeit) sowie auch Ohrweidengebüschen (29% Stetigkeit) regelmäßig vor. Der Chi²-Testwert für Schluchtwälder im engeren Sinne ist höher als jener für die im weiteren Sinne. U.a. zu Basenreichtum und Blockigkeit (trotz Vorkommen in den aufgeführten weiteren Lebensräumen) sowie zu Totholz besteht eine Affinität. Insgesamt höchster HT ist das FA. Dennoch ist die Art aufgrund ihres Auftretens in verschiedenen Waldhabitaten und laut Chi²-Wert korrekter Weise als wenig spezifischer Bewohner mineralischer Wälder ausgewiesen.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Abax ovalis und ***Molops elatus*** besitzen laut Chi²-Test die höchste Affinität zum Konvolut aus Schlucht- und Buchenwäldern und werden dort behandelt.

Abax parallelepipedus tritt in fast allen terrestrischen Waldtypen auf (Lauterbach 1965, Hurka 1996, GAC 2009, Müller-Motzfeld 2006a).

Ellenberg (1996) beschreibt sie als ein Beispiel einer Fagetalia-Art, also einer Art, die allgemein für die terrestrischen Falllaubwälder der gemäßigten Zone charakteristisch ist. In Schluchtwäldern (Krause 1995, Rehage & Feldmann 1977) kann sie regelmäßig hohe Aktivitätsdichten erreichen. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist es die mit Abstand abundanteste Art und maximal stetig über alle Buchenwald-Typen vertreten. In vier hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) und im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) ist sie stetig und abundant vertreten, ebenso im Reinhardswald (Schaffrath 2001). Im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008) tritt sie abundant bis sehr abundant und stetig in allen untersuchten Waldtypen wie auch den Kahlschlag-Flächen und Pionierwäldern auf. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) ist sie abundant in allen Varianten vertreten, wenn auch in der stark aufgelichteten relativ weniger. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) war sie in allen Phasen vertreten, am relativ wenigsten abundant in der Feldbau-Phase.

In verschiedenen Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) ist sie sehr stetig und meist abundant vertreten, fehlt aber z.B. in einem alten Hutewald mit feuchtem Eichen-Hainbuchen-Bestand und sekundär Eichen-reichem-Bestand auf bodensaurem Standort (Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b).

Angesichts der weiten Verbreitung und geringen Habitatspezialisierung ist das Fehlen in den von Geiler (1974) untersuchten sächsischen Fichtenforsten und den von Lorenz (1999) untersuchten Wäldern im Raum Dresden bemerkenswert und deutet darauf hin, dass auch diese Art in Teilen ihres Areals in bestimmten, stärker veränderten Wald-Lebensräumen fehlt. In den Pionierwald- und Gehölz-Biotopen einer Trümmerschutt-Deponie in Berliner Grunewald (Gospodar 1981) fehlt sie vollständig, ebenso einem sandigen Ruderal-Ökosystem Berlins (Grutke 1989). Auch in Autobahn-nahen Waldflächen des Grunewaldes (Rink 1991) fehlte sie, ebenso in urbanen Berliner Wäldern (Deichsel 2007) und den verschiedenen Habitaten der Pfaueninsel (Barndt 1976). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat die Art indes neben dem ursprünglichen Wald auch in

den älteren, „waldartigen Aufforstungen“, nicht aber den jungen Aufforstungen und den frischen Kippenstandorten auf (Neumann 1971b).

Scheurig et al. (1996) fanden sie in allen untersuchten baden-württembergischen Buchen(misch)wäldern und Forsten. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten war sie sehr abundant und stetig vertreten, maximal abundant im Buchmischwald des Südschwarzwaldes und etwas weniger individuenreich im trockenen, hoch gelegenen Nadelmischwald-Reservat des Nordschwarzwaldes. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes sehr abundant, deutlich weniger abundant hingegen in den reinen Nadelbestockungen. In Müssen des „Gründenschwarzwaldes“ (Rausch 1993b) kommt sie stetig vor, sehr stetig und abundant in den von Tanne dominierten Müssen. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) war sie in den meisten Probestellen und oftmals sogar abundant vertreten, auch in Fichten-Reinbeständen und auf einem hochmontanen Borstgrasrasen (hier sogar sehr zahlreich), nicht hingegen in den moorigen Bereichen und auf einer hochmontanen Weide. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb war sie in beiden Typen sehr abundant, etwas mehr im Kalkbuchenwald als im eichenreichen, bodensauren Bestand. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie „in allen Wäldern“, und „v.a. im südexponierten Buchenwald.“ Im Schönbuch ist es „bei weitem die häufigste Art“ und in allen Waldtypen und vertreten, selbst nicht zu feuchten Au- und Bruchwäldern und in nicht zu waldferne Offenland-Biotope wie selbst trockene Felder und „Schilfsümpfe“ eindringend; höchste Abundanzen werden dort in älteren Fichtenforsten und in Kiefernforsten erreicht, doch auch in Laubwäldern ist sie häufig, ebenso in Jungbeständen (Baehr 1980). In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) kommt sie von der collinen bis in die montane Stufe in allen Ausprägungen vor, am abundantesten im submontanen Eichen-Niederwald. Auf Windwürfen (Kenter et al. 1998) wie auf einer Brandfläche (Trautner & Rietze 2001) trat sie sehr abundant und stetig auf, ohne erkennbaren Unterschied zu den Vergleichsbeständen.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie sehr stetig und abundant auf, deutlich stetiger in basenreichen als in bodensauren und im Abietetum, und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) sehr wenig stetig. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag weniger abundant, aber ebenfalls hoch stetig. In einem slowakischen Eichen-Hainbuchenwald (Sustek 1983a) ist sie abundant vertreten, ebenso in einem sekundären Bestand in Nordungarn (Kadar & Szel 1993), und auch einem Eichen-Bestand der russischen Waldsteppenzone (Grechanichenko & Guseva 2000), fehlt aber weitgehend in den ungarischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002). In Kroatien ist sie „häufig“, in Bosnien hingegen „sehr selten“ (Apfelbeck 1904).

Sie verfügt von den heimischen vier *Abax*-Arten über dasjenige Brutpflege- bzw. -fürsorge-Verhalten (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1979), das ihr relativ gesehen die geringsten Ansprüche an den Boden verleiht (vgl. z.B. Edinger 2012 für die Münchner Schotterebene). Sie ist ferner offenbar stärker als *Abax ovalis* und *A. parallelus* in der Lage, auch als Habitat ungeeignete Offenland-Flächen effektiv laufend zu überbrücken, da sie regelmäßig auch noch in kleinen, isolierten Wäldern gefunden wird (Loreau & Nolf 1993). Baumhecken vermag sie nicht nur zu durchwandern, sondern auch als Vermehrungshabitat zu nutzen (Petit & Burel 1993). Andererseits konnten Keller & Largiader (2003) in einer Studie fragmentierter Wälder bei Bern Indizien für eine effektive genetische Isolation in solchen kleinen Habitatinseln nachweisen, anders als Butterweck (1998), von dem nur schwache Indizien für eine genetische Isolation (im Raum Kitzingen) gefunden wurden. Möglicherweise ist die Art in verschiedenen Teilen des Areals in unterschiedlichem Maße in der Lage, auch Nichtwald-Habitate zu überbrücken.

In geeigneten Lebensräumen kann die Art sehr hohe Populationsdichten aufbauen. Keller & Largiader (2003) errechneten mit Fang-Wiederauffang-Studien in einem Mischwald im Raum Bern Dichten von ca. 630 bis 1700 Ind./ha, Loreau (1983a) in einem belgischen Buchenwald 2000 bis 3000 Ind./ha. Loreau (1983a, 1983b) beschreibt sie als Art, die polyphag verschiedene Nahrungsressourcen zu nutzen vermag. In den untersuchten belgischen Buchenwäldern machten Regenwürmer einen substantziellen Anteil der Nahrung aus, in den Kiefernforsten war die Nahrung anders zusammengesetzt (mehr Dipterenlarven) und traten Regenwürmer und Mollusken als Nahrungskomponente zurück (Loreau 1983a). Loreau (1986) zufolge spielen Regenwürmer eine besondere Rolle in der Ernährung und sind möglicherweise zumindest lokal Voraussetzung für die Ausbildung hoher Besiedlungsdichten.

Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes Laub- und Nadel-Totholz als Lebensraum-Requisite (Schimitschek 1953/54).

Am nördlichen Arealrand in Skandinavien kommt sie besonders (Lindroth 1986) oder sogar ausschließlich (Lindroth 1949) in Buchenwäldern vor. Sowohl in Großbritannien (Luff 1998) als auch Irland (Anderson et al. 2000) ist sie hingegen in verschiedenen Wäldern verbreitet und nicht auf Wälder beschränkt, sondern kommt auch in höherwüchsiger Offenland-Vegetation vor. In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005).

<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN: 308,7948 ($<0,0001$)	Schlucht: LBW>S+B >WS>LH >SIWS; zusammen: LBW>S+B> BUST>WS>LH	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF, BUST, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO: neg.	A, B>2, BA:2, BL>1, TH>2, GR100, S80	Buche, Eiche, Kiefer, (Au); Höchster HT: AF	NN >300: n.s.; <9°: n.s.
------------------------------	--------------------------------	---	--	--	--	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Stetigkeit des Auftretens in Schluchtwäldern ist maximal, die Treue hingegen entsprechend der weiten Verbreitung in anderen Waldtypen gering. Dennoch weist die ISA sie auf mehreren Ebenen (z.T. als Trend) als Indikatorart des Schluchtwaldes aus. Dies ist gemessen am Ziel der ISA als Fehleinschätzung zu werten, da die Art keine Spezifität für dieses Gruppe zeigt. Der höchste χ^2 -Wert wird hingegen für Wälder mineralischer Standorte erreicht, und für Laubwälder an zweiter Stelle, vor dem Konvolut aus Buchen- und Schluchtwäldern, was die weite Amplitude genutzter Habitate bestätigt.

In eigenen Untersuchungen auf der Münchner Schotterebene wies die Art selbst in stark isolierten, kleinen Waldinseln von unter einem Hektar eine hohe Stetigkeit auf (Edinger 2012), was wohl ein Indiz ihrer Ausbreitungsfähigkeit auch über Nichtwaldhabitate hinweg ist. Das Fehlen in der Waldklimastation „Rothenkirchen“ des Frankenwaldes mit ihrem einschichtigen Fichten-Reinbestand könnte mit dem dort gegebenen sehr geringen pH-Wert einhergehen, da unter einem pH von 3,5 Regenwürmer, die eine wichtige Komponente ihrer Nahrung sein können (Loreau 1986), fehlen können (Geißen 2000), oder zumindest in der Abundanz bei sehr geringen pH-Werten deutlich zurückgehen (Lamparski 1988).

Limodromus assimilis ist eine hygrophile Waldart tieferer Lagen und wird im Abschnitt Eichenwald behandelt. Lediglich der ISA-Durchlauf auf HT-Basis, der getrennt nach Land- und Feucht-Habitaten durchgeführt werden musste, weist das ADF innerhalb der „Landhabitate“ als signifikanten Testwert aus.

<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES 245,4408 ($<0,0001$); Schlucht: LBW: 132,2818 ($<0,0001$)	Schlucht: MIN>FH>ADF> WS>SIWS; zusammen: AW>AB>ALN>L BW>ALNS	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, CRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, (BRU), OM: neg., TRSS: neg.; CARP, GC, SC, EHN, EI	A, B>2, BA: (2), F3, TH>2, GR>100, S70; F≥3	Eiche, Au; Höchster HT: SAL/EF	NN >300: 45,7678 ($<0,0001$) (neg.); <9°: 7,892 (0,0051) (neg.)
-----------------------------	--	---	---	--	--------------------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Chi²-Testwerte sind plausibel und werden bei den Eichen- und Auwäldern näher besprochen. Der Bezug zum ADF laut ISA findet eine Reflektion auch in der Chi²-Testreihe innerhalb der Schluchtwälder, wo das ADF den höchsten HT zumindest innerhalb dieser Habitattypengruppe darstellt. In beiden Verfahren können diese Testwerte nur innerhalb der Landwälder als maximale Werte gelten, da die Art in Feuchtwäldern höhere Testwerte erzielt.

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Pterostichus fasciatopunctatus ist hygrophil und schattenliebend (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1988, Marggi 1992) und hat eine zweijährige Entwicklungsdauer (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1986b). Koch (1989) führt sie an erster Stelle für „Schluchtwälder und Ufer von Waldbächen“ auf. In Baden-Württemberg gelang Kless (1959, 1961) der erste Nachweis in der Wutachschlucht, in der Sprühzone von Wasserfällen. Sokolowski (1958) berichtet vom Erstfund aus dem Schwarzwald aus einer Bachschlucht „auf recht feuchtem Boden unter Steinen.“ Im baden-württembergischen Teil des Allgäu dringt sie in den Tobeln (Bachschluchten) auch in tiefere Lagen ein (Baehr 1983). Laut dortigem Zielartenkonzept (Trautner 1996a) ist die Art mit ihrem Hauptvorkommen an Fließgewässern beheimatet, mit Nebenvorkommen in feuchten (Laub- wie Nadel)wäldern und Sumpf-/Bruchwäldern. Die Art kommt ab der montanen Höhenstufe vor (Müller-Motzfeld 2006a und GAC 2009).

Angaben zu anderen Habitaten (Höhlen, Hochstaudenfluren, Kiesgruben; Koch 1989 bzw. GAC 2009) beziehen sich wahrscheinlich auf den (nördlichen) Alpenraum, wo die Art aufgrund allgemein günstiger (kühl-feuchter) Bedingungen möglicherweise nicht so stark an einen bestimmten Waldtyp gebunden ist. Lorenz (2001) zufolge besiedelt die Art in den Alpen montane bis subalpine Lagen und ist dort weit verbreitet, hier [neben Gewässeruferhabitaten] „auch steinige, quellige Waldböden und Blockhalden“ besiedelnd. Pentermann (1988b) stellte sie in hohen Aktivitätsdichten in Feuchtwäldern und verbuschten Nasswiesen in einem Kärntner Feuchtgebiet fest, Amann & Knabl (1992) in Tirol „im Steingeröll der Alpenflüsse“, Drioli (1983) im nordadriatischen Karst an bewaldeten Bergbachufern. Kühnelt (1944) fand die Art in den österreichischen Alpen wie *Platynus scrobiculatus* beschränkt auf den steilen, nordexponierten Ahorn-Eschen-Schluchtwald-Standort entlang von Gräben. Brandmayr & Zetto Brandmayr (1986b) wiesen bei einer Vergleichsstudie norditalienischer Wälder *P. fasciatopunctatus* und *Platynus scrobiculatus* zusammen im Aceri-Tilietum der julischen Voralpen nach. Nach Brandmayr & Zetto Brandmayr (1988) ist sie eine sehr hygrophile Waldart und zusammen mit *P. scrobiculatus* auf Schluchtwald-Standorten und an Bergbach- und Quellufern im Wald zu finden. Franz (1943) beschreibt das Vorkommen in den Hohen Tauern, „an einem Wasserfall“ und in einer Bachschlucht. Im westlichen Österreich melden Brandstetter et al. (1993) Funde von Bachufern, aus montanen Wäldern und aus Tobeln, bis 1400 m NN. Franz (1932) berichtet über Funde in den Karnischen und Julischen Alpen (als ssp. *seticollis*), alpin und an einem Nordhang „an einem tiefliegenden Schneeflecken.“

Im Urwald Rothwald tritt die Art „häufig“ auf, und ist „sicher auch Lagerholzbewohner“ (Schimitschek 1953/54).

In Bezug auf die Eiszeit ist sie ein „Rückwanderer auf lange Distanz“ (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1988), der Teile des Bayerischen Waldes nach Lorenz (2001) wahrscheinlich „postglazial über die dealpinen Flusssysteme“ besiedelt haben könnte. Lorenz (2001) beschreibt sie im Bayerischen Wald als petrophilen Bewohner des Epirithrals, „stark schattige“ Ufer kleiner Bachläufe mit „höherem Anteil an grobem Geröll und Steinblöcken“ besiedelnd. Aufgrund der geringen Höhenlage der Vorkommen folgert Lorenz (2001) auf ein dort vorhandenes „feucht-kühles Mikroklima (Kaltluftschneisen).“

<i>Pterostichus fasciato-punctatus</i>	PRF: 45,7591 (<0,0001); Schlucht: LBW: 23,9878 (<0,0001)	Schlucht: FA>SIWS> SIES>MIN>AD F; zusammen: EF>AW>ALN> LBW>FA	MIN, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, PRF, EF, (OM: neg.)	n.t.	Au; Höchster HT: PRF; insgesamt höchster: PRF	NN=500-1100: 16,1025 (<0,0001); NN >300: n.s.; <9°: n.t.
--	--	---	--	------	---	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	K	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Insgesamt höchster Testwert ist das PRF, im Kontext der Schluchtwälder das Konvolut aller Laubwälder, dicht gefolgt vom FA mit praktisch gleich hohem Wert. Dieser höchste (wenn auch nicht hohe) χ^2 -HT-Testwert im Kontext der Schluchtwälder erscheint zutreffend. Zumindest regional (Bayerischer Wald) kann die möglicherweise (vgl. Lorenz 2001) als Charakterart des Schluchtwaldes gelten.

A.5.2.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Keine

A.5.2.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Schluchtwald-Typen

Bembidion doderoi kommt neben Bachhabitaten (am Rand der Sprühwasserzone von Wasserfällen, im Schotter und unter Laub, Kless 1959) ferner in nur temporär Wasser führenden, schattigen Schluchten vor (Hurka 1996), und ist insofern in gewisser Hinsicht auch ein Schluchtwaldbewohner. Burmeister (1939) beschreibt den Lebensraum als „in feuchten Wäldern besonders im Gebirge, unter zusammengeschwemmten Lehm- und Laubmassen, auf sandigem Schotter unter *Petasites*, zwischen Wurzeln im Boden und Moos.“ Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist sie nicht vertreten.

A.5.2.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Trechus rotundipennis kommt in Bayern nur in den Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen vor (Paill & Kahlen 2009), also außerhalb des hier bearbeiteten Gebietes, soll aber dennoch Erwähnung finden, zumal es eine Art hoher Schutzverantwortung ist (Müller-Motzfeld et al. 2004, vgl. auch Müller-Kroehling 2013a). Die in ihrer Verbreitung auf Teile der Ostalpen beschränkte Art (Jeannel 1927, Heberdey 1933) besiedelt die submontane bis subalpine Stufe, auf „ausgesprochen feuchten Waldstandorten. Bevorzugt werden laubholzreiche Graben- und Schluchtwälder (Ahorn-Eschen-Edellaubwald, Grauerlen-Hangwald), wo die Art meist im Uferbereich kleiner Bäche und Quellgerinne in der tiefen Laubstreu lebt“ (Paill & Kahlen 2009). Franz (1943) berichtet aus den Hohen Tauern von Funden in 1200 bis 1500 m Höhe, in „tiefen Falllaublagen“ des Mischwaldes oder im nassen Moos und konstatiert, dass die Art „die Mischwaldgrenze nirgends zu überschreiten scheint. Sie ist ein Tier des ozeanischen Alpenrandgebietes (Buchenwaldklima).“ Franz (1975) führt sie für Lokalitäten aus „Laubmischwäldern“ und Bachschluchten bzw. -gräben an. Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist die Art nicht vertreten.

Eine weitere *Trechus*-Art, ***T. pulchellus***, scheint in der Sächsischen Schweiz an Schluchtwälder und Bachschluchten gebunden zu sein oder zumindest hier ihren Vorzugslebensraum zu besitzen (z.B. Krause 1974, Krause 1995), kommt aber in Bayern nach derzeitigem Kenntnisstand nicht vor (z.B. Trautner et al. 2014). Hurka (1996) beschreibt die Art als auf Sudeten und Karpaten beschränkt, während Skoupy (2004) auch einen (grenznahen) Fund aus dem Böhmerwald aufführt, und auch Bohac & Matejaka (2011) die Art für mehrere Probeflächen im Böhmerwald auflisten.

Jeannel (1927) zufolge handelt es sich um eine „subalpine Waldart“ aus Meereshöhen von 1000 bis 1500 m, die stark hygrophil ist und nicht über die obere Waldgrenze hinausgeht. Hurka (1996) nennt „mäßig trockene bis feuchte Habitate“ in Form von „Wäldern und Bachläufen“ als Lebensraum in Tschechien und Slowakei. Im Balkan-Raum ist es eine subalpin „bis in die höchste Baumregion“ vorkommende Art, die jedoch „hochalpin nicht beobachtet“ wurde (Apfelbeck 1904).

Pterostichus panzeri kommt außerhalb der West- und Ostalpen (Heberdey 1933) in Deutschland nur in Baden-Württemberg vor (Horion 1951). Die Art präferiert montane bis alpine Wälder auf Kalk (Maggi 1992) und ist in Baden-Württemberg eine Art montaner, feuchter Laubwälder (Trautner 1996a).

P. cristatus ist eine westlich verbreitete Art, die Bayern offenbar nicht erreicht (Horion 1941 zweifelt die alte Fundmeldung „Augsburg“ an), aber im nördlichen und westlichen Bayern angesichts der Grenzlage bekannter Vorkommen (Horion 1941, Trautner et al. 2014) vorkommen könnte. Zumindest in Teilen ihres deutschen Areals bevorzugt sie möglicherweise Schluchtwälder und ähnlich ausgeprägte Lebensräume (Burmeister 1939, Hemmer & Terlutter 1987, Kless 1961b, Trautner et al. 1998). Lauterbach (1969) fand sie im Westsauerland jedoch beispielsweise in verschiedenen (Laub)wäldern wie Buchenwäldern auf Kalk und Eichen-Hainbuchenwald. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie nur einzeln in einem vom LF geprägten Reservat auf Buntsandstein auf. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet ist sie offenbar selten und wurde von Schaffrath (1999) nur in einem trockenen Hangwald gefunden, von Fritze (2013) in einem Bachauwald. Müller (1983) fand sie abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg.

P. hagenbachi präferiert laut Literatur Schluchtwälder (Koch 1989). Die Art erreicht Bayern aber nicht, sondern kommt nur bis zum Schwarzwald und dem Gebiet der Wutachschlucht vor, hier „unter feuchten, liegenden Steinen“ in nordexponierten Buchenwäldern und süd- und nordexponierten Schluchtwäldern (Kless 1961b).

Patrobis styriacus lebt in „Bruchwäldern, Schluchtwäldern und in Bachauen“ (Müller-Motzfeld 2006a, sh. auch beim Bruchwald). Geiser (2001) führt die Funde im Land Salzburg auf. In Tschechien und Slowakei kommt sie nur in der Slowakei vor, auf „feuchten bis nassen, schattigen Habitaten: sumpfige Bachgerinne [marshy seepages], Schluchten im Laubwald“, vom Hügel- bis zum Bergland“ (Hurka 1996). Roubal & Schaubberger (1929) führen sie für die „subalpine und alpine Region der Ostalpen, und zwar sowohl der nördlichen und südlichen Kalkalpen wie auch der Urgesteinalpen“ auf. Franz (1970) bezeichnet sie für die österreichischen Ostalpen als „montane Art.“

A.5.3. Eichenwälder

Eichenwälder besitzen in Mitteleuropa mit den Eichen-Hainbuchenwäldern und Eichen-Trockenwäldern zwei sehr verschiedene Ausprägungen. Ihrer Bedeutung in Bayern und dem Bearbeitungsschwerpunkt entsprechend spielen Eichen-Hainbuchenwälder hier die größere Rolle, doch sind auch Angaben zu Vorkommen von Arten in Eichen-Trockenwäldern oder allgemein bodensauren, armen Eichenwäldern von Belang.

Ihr größtes Vorkommen besitzen subkontinentale Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder in den von Stockausschlagwirtschaft geprägten Gebieten der **Keuperregion Süddeutschlands**. Speziell auf den dortigen Pelosolen sind andere konkurrenzkräftigere Baumarten zum Teil standörtlich so benachteiligt, ergänzend durch den verschärfenden Einfluss der tradierten Ausschlagwirtschaft, dass Eichenwälder und Eichenmischwälder hier stellenweise sehr verbreitet sind (z.B. Künneth 1982). Eine spezielle carabidologische Literatur zu Eichenwäldern aus diesem Naturraum liegt nicht vor, auch wenn Eichen-Hainbuchenwälder in verschiedenen Arbeiten aus Wäldern des süddeutschen Keupergebietes als ein mit untersuchter Lebensraum berücksichtigt wurden (z.B. Baehr 1980, Trautner et al. 1998).

Ein weiteres natürliches Vorkommen haben Eichen-Hainbuchenwälder auf der Münchner Schotterebene (LfU 2012), wo es sich am Nordrand der Ebene als Loh- und Hartwald-Gürtel entlang zog (Troll 1926a, Troll 1926b) und noch in „reliktären“ Resten vorhanden ist. Es sind hier allerdings überwiegend andere Standortfaktoren wie Spätfrostgefahr, die ihre mutmaßliche Vorherrschaft bestimmen. Auch ist ihre Ursprünglichkeit angesichts tiefgreifender Veränderungen der ehemals feuchteren Standorte (Troll 1926b) und angesichts ihrer früheren landwirtschaftlichen und Hutewald-Nutzung (Albrecht 1990) nicht unumstritten (Bernhardt-Römermann et al. 2006). Die Laufkäferfauna dieses Wuchsgebietes ist sowohl für das Offenland, mit den Kalkmagerrasen der Garchinger Haide als Herzstück (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, synoptisch Sieren & Fischer 2000), als auch in Bezug auf die Eichen-Hainbuchenwälder (v.a. eigene Erhebungen, vgl. Edinger 2012, Rothmoser 2012, Frick 2012, zusammenfassend vgl. Hohmann 2013, der hier stellvertretend für die eigenen Erhebungen zitiert wird, sowie ferner Lang & Fischer 2003) gut untersucht. Da diese eigenen Daten erst nach Datenschluss erhoben und Kalkmagerrasen als meist nur halbnatürlicher Offenland-Lebensraum aus dem Untersuchungsansatz ausgeklammert wurden, ist auf diese Erhebungen (sowohl jene im Offenland, als auch im Wald) hier nur im Wege der Literaturreferenzierung einzugehen.

Ihre Schwerpunkt-Vorkommen haben feuchte Eichen-Hainbuchenwälder vom subatlantischen Typ des Stellario-Carpinetum in **Nordwest-** sowie in **Südwestdeutschland**. Von dort liegt eine gewisse Zahl von Arbeiten zur Laufkäferfauna vor (z.B. Rehage & Renner 1981, Janßen 1992 und Klenner 1996 bzw. Müller 1983 und Trautner et al. 1998).

Viele, wenn nicht alle Eichen-Hainbuchenwälder sind das Ergebnis früherer Bewirtschaftungsweisen wie **Stockausschlag- und Waldweidenutzung**, so dass es relevant ist, auch rezent noch derart bewirtschaftete Wälder einzubeziehen (Kolbe 1966a, Kolbe 1970, Fuhrmann 2007, Falke et al. 2000a, Falke & Aßmann 2001, Hochhardt 2001; Pabst 2004), auch wenn es nicht Gegenstand der Arbeit ist, die Auswirkungen dieser Bewirtschaftungsweisen auf die Laufkäferfauna zu betrachten (vgl. hierzu z.B. Trautner 1996b, Aßmann & Falke 1997, Müller-Kroehling 2007). Der „Urwald Sababurg“ kann als Referenz eines sehr alten Eichen-Hutewaldes gelten, wobei die Laufkäferfauna bisher wohl nicht ausgiebig untersucht wurde (Adeli 1964, Schaffrath 2001). Ein weiteres, teilweise feuchtes Eichen-Hainbuchenwald-Gebiet mit durch eine Verzahnung mit zahlreichen Wiesen gegebenen Hutelandschaftscharakter ist das „Wildschutzgebiet“ Kranichstein auf bodensauren Standorten in Hessen (Rausch & Petrak 2011).

Das **Urwaldgebiet Bialowieza** (Karpinski & Makolski 1954, Aleksandrowicz 1999, Sklodowski 2003a, Sklodowski 2003b, Sklodowski 2003c, Sklodowski 2004, Rutkiewicz 2004) kann als Referenz eines Eichen-reichen Urwaldgebietes Nordosteuropas fungieren, mit allerdings bereits borealer Tönung und außerhalb des natürlichen Buchen-Areals.

Für Eichen-Hainbuchenwälder besitzen v.a. die Wälder der **pannonischen Ebene** eine große Relevanz als Referenzhabitats, und werden daher hier besonders berücksichtigt (z.B. Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997a, Magura et al. 1997b, Magura et al. 2001, Molnar et al. 2001, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, mit zusammenfassenden Einschätzungen auch Ködöböcz 2007). Auch die pannonische Tiefebene ist in ihrer heutigen, eher trockenen Ausprägung

jedoch keine natürliche Landschaft, sondern die Folge einer Versteppung infolge Rodungen und Trockenlegung, so dass die ursprünglichen Artenbezüge in dieser Landschaft unbekannt sind.

Speziell für die Schweiz, die als Alpen-Land sehr steile Landschafts-Gradienten aufweist, in denen Eichen, Hainbuchen, Eichen-Hainbuchenwälder und Eichenwälder allgemein auf großer Fläche auch ganz fehlen, und zugleich eine Laufkäferfauna, die gut erforscht und aufbereitet ist (Marggi 1992, Luka et al. 2009), erscheint es lohnend (und möglich), die Verbreitungsmuster der Arten der Eichenwälder mit den publizierten Verbreitungsbildern von Eichenwäldern (Mühletaler et al. 2008) und Eichen-Hainbuchenwäldern (Stamm 1938) zu vergleichen. So ist es möglich, Kongruenzen festzustellen, die als ähnliche Kombination der Anforderungen an den Standort gewertet werden können, speziell auch aus der Deckung des Vorkommens eher mit Eichenwäldern (dann eher: Wärme und Trockenheit) oder speziell mit Eichen-Hainbuchenwäldern (dann eher: tonig-lehmige, nicht zu trockene Standorte).

Es kann argumentiert werden, dass Wälder aus Lichtbaumarten, wie Eichen- und Kiefern-Wälder sie darstellen, natürlicherweise nur extremste Standortsbedingungen einnehmen, da sie auf besseren Standorten von konkurrenzkräftigeren, schattenverträglicheren Baumarten im Wege der Sukzessionsfolge verdrängt und dann vom weiteren Verjüngungsgeschehen weitgehend ausgeschlossen werden. Daher sind Angaben zu den **Standortsfaktoren** relevant, für die Eichen-Hainbuchenwälder v.a. für toniges Substrat und für Wechselfeuchte. Angaben zu diesen für (halb)natürliche Eichen-Hainbuchenwälder prägenden Standortsfaktoren sind vielfach jedoch in der Literatur nicht völlig eindeutig, da viele Autoren begrifflich nicht oder nicht eindeutig zwischen tonigen und lehmigen Standorten unterscheiden (z.B. Lindroth 1986), und Wechselfeuchtigkeit oder Wechseltrockenheit in den Habitatbeschreibungen in faunistischen Werken oft keinen, oder aber einen stark vereinfachten Niederschlag findet.

Auf weniger extremen Standorten treten Wälder aus Lichtbaumarten (nur) im Wege zyklischer Erneuerungen von Wäldern als „Pioniervegetation“ auf, oder werden dort durch bestimmte Wirtschaftsformen des Menschen (vgl. Bernhardt-Römermann et al. 2006, Bergmeier 2008) als solche gefördert und erhalten. Auch eine natürliche zoogene Entstehung, über von wildlebenden Großpflanzenfressern gesteuerte Landschaften (Geiser 1992, Beutler 1995, Beutler 1997) bzw. von diesen mitgeprägte Entwicklungszyklen (Vera 2000) wurden speziell auch im Zusammenhang mit Eichenwäldern postuliert (kritisch zu manchen Aspekten der Theorie z.B. Müller-Kroehling & Schmidt 1999a, Müller-Kroehling & Schmidt 1999b). Bei der Literaturrecherche werden daher im Kontext der Eichen- (und Kiefern-)Wälder speziell auch Habitatnennungen von Waldlichtungen, Pionierphasen in Wäldern, lichten Gebüsch, „Baumsteppen“ (bei Hurka 1996) und Waldrändern berücksichtigt, und zu den **„lichten Wäldern“** subsummiert. Aufgrund der möglicherweise für diese Lichtwald-Typen besonders belangvollen, zyklischen Erneuerung sollen ferner auch Situationen, die ganz am Anfang einer Sukzession stehen, wie die Waldentwicklung auf großen Tagebau-Folgelandschaften, für diese Fragestellung bei der Literaturreferenzierung berücksichtigt werden.

Da unter den für lichte Waldtypen tieferer Lagen relevanten, z.T. xerothermen Arten viele sind, die in der Literatur als „Offenland-Arten“ bezeichnet werden, ist es von Belang, ob diese Arten auch in anderen, trockeneren Teilen des Areals **„Waldflüchter“** sind, oder ob sie dort auch im Wald auftreten. Bezugsraum für diese Fragestellung sind v.a. die russischen Steppen- und Waldsteppengebiete, in denen natürliche Waldstandorte stellenweise nur in den in Bezug auf die Wasserversorgung günstigeren Bachtälern vorkommen (Ghilarov 1961, Arnoldi & Ghilarov 1963), sowie auch die spanischen Trockengebiete u.a. mit ihren Dehesas und Galeriewäldern (Taboada et al. 2006, Perez Zaballo 1983).

A.5.3.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Eichenwälder insgesamt

Kleiner und Großer Puppenräuber sind zwei arboricol lebende Arten, die gelegentlich auch in Bodenfallen nachgewiesen werden, da sie den Wechsel zwischen den Bäumen als Nahrungshabitaten (häufig?) über den Boden und Stamm vollziehen. Als weitgehend arboricol aktive Arten werden sie jedoch meist zu selten mit Bodenfallen nachgewiesen, als dass eine sichere Präsenz-Absenz-Bestimmung möglich wäre. Wohl nur in Jahren mit Massenvermehrungen der Nahrungstiere, wie an Eichen (*Quercus*) lebender Schmetterlingsarten, sind beide Arten so abundant (Hurka 1996, Niehuis & Schneider 1994), dass sie auch am Boden laufend mit Bodenfallen erfasst

werden (z.B. Demuth 1993, Koch 2010). Die zuverlässige Erfassung einer vorhandenen Population mit Bodenfallen ist auch dadurch eingeschränkt, dass beide Arten nur sehr kurze, wenige Wochen umspannende Aktivitätszeiten im Jahr aufweisen, die zudem verkürzt sein können (nachgewiesen von *C. sycophanta*), wenn die Dichte der Nahrungstiere gering ist, da die Tiere dann in eine Dormanzphase eintreten können, und ein Jahr überliegen (Burgess 1911). Eine hinreichend sichere Präsenz-Absenz-Bestimmung beider Arten setzt daher zumindest außerhalb von Gradationsphasen der Nahrungstiere spezielle Stammanlauffallen voraus (Collins & Holbrook 1929), wie sie erfolgreich im fränkischen Eichengebiet eingesetzt wurden (Koch 2010, Müller-Kroehling & Koch 2010).

Der **Kleine Puppenräuber (*Calosoma inquisitor*)** ist eine adult arboricol lebende Art, die Schmetterlingsraupen nachstellt (Escherich 1923). Die Larven leben anders als jene von *C. sycophanta* nicht arboricol, sondern sind (reine) Bodenbewohner (Lindroth 1986, Bruschi 2013). Es handelt sich um eine Art trockenwarmer und mesophiler Wälder (GAC 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktkommen in mesophilen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. Hurka (1996) und GAC (2009) weist auf Thermophilie hin. In Thüringen soll die Art nicht oberhalb von 500 m NN auftreten (Hartmann 2007). Anders als *C. sycophanta* ist in ihrer Verbreitung stärker auf Europa und kleinere angrenzende Teile Afrikas und Asiens beschränkt (Bruschi 2013). Die Art wird in vielen Arbeiten in starke Verbindung mit Eiche und Eichen(misch)wäldern gebracht (z.B. Korell 1983b, Hurka 1996, Lindroth 1986, Luff 1998), z.B. von Zahradnik (2010) speziell mit Eichen-Hainbuchen-Wäldern, bzw. allgemein mit Laubwäldern unter Bevorzugung von Eiche (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Bruschi 2013). In Westfalen tritt die Art v.a. an Eichen, Buchen, Birken, aber auch Sträuchern wie *Crataegus* in Jahren starken Raupenfraßes in Erscheinung (Westhoff 1882). Nach Escherich (1923) kommt sie an Laubgehölzen, v.a. jüngeren Beständen von Eichen, Buchen und Hainbuchen vor, u.a. auch in Hainbuchen-Hecken. Jänner (1905) nennt sie für Thüringen „besonders an Eiche, seltener Buchen“, Nüssler & Grämer (1966) neben Eiche und Buche auch Obstbäume, Weide und Weißdorn, und im Gegensatz zu *C. sycophanta* „besonders jüngeren Laubwald.“ Hartmann (1924) erwähnt einen Fund auf Gemeiner Traubenkirsche. Anders als *C. sycophanta*, die regelmäßig auch Nadelbaum-Bestockung einschließlich reiner Nadelforste mit ihren Massenvermehrungen forstschädlicher Insekten besiedelt (Escherich 1923, sh. bei der Art), ist sie auf Laubwälder beschränkt. Auch in Nordafrika wurde sie nur in Eichenbeständen (Korkeiche, *Q. suber*), nicht jedoch in Kiefern- und Zedernwäldern gefunden (Chakali & Belhadid 2005).

Müller (1983) stellte sie sehr abundant im ausgedehnten Eichenwaldgebiet des Freiburger Mooswaldes fest. In sechs baden-württembergischen Naturwaldreservaten (Trautner et al. 1998) trat sie abundant und relativ stetig im SC der Oberrheinaue, vereinzelt, aber in mehreren Tieren im Carpinetum auf Keuper und als Einzeltier im Buchenmischwald des Südschwarzwaldes auf. In den meisten Buchenmischwäldern (Scheurig et al. (1996), auch Eichen-reichen (Jans 1997), fehlen Nachweise, ebenso aus Eichen-Niederwäldern oder solchen aus Hasel oder Esskastanie (Hochhardt 2001).

Aus dem Hainich (Weigel & Apfel 2011, Brüggemann 2008) fehlen Nachweise ebenso wie aus den norddeutschen Buchenwäldern (Winter 2005). Schaffrath (1999) fand die Art im Edersee-Gebiet in zwei Hangwäldern mit Eichen-Anteilen bzw. Eichen-Trockenwäldern, einem davon von recht kleiner Fläche, in Einzeltieren mit Fensterfallen. Im Unterharz stellte Tietze (1977) sie nur im trockenen Traubeneichen-Trockenwald des Oberhanges, nicht im Traubeneichen-Buchen-Wald des Unterhanges fest. Aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001, Korell 1983b) gibt es mehrere Nachweise, ebenso dem „Wildschutzgebiet“ Kranichstein, hier am Rand eines Eichenwaldes zu einer Wiese (Rausch & Petrak 2011). In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) fehlen Nachweise trotz umfangreicher Erhebungen mit verschiedenen Methoden vollständig.

Die Art gilt als verbreiteter und konstanter in ihrem Auftreten als *C. sycophanta* (Escherich 1923, Stary 1990), wofür das breitere (Lindroth 1986) bzw. weniger starken Abundanzschwankungen unterliegende Nahrungsspektrum (u.a. Frostspanner, Eichenwickler) verantwortlich gemacht wird (Escherich 1923), während das Spektrum nach Stary (1990) „nicht so groß wie bei *C. sycophanta*“ ist. Blumenthal (1969) zufolge ist die Häufigkeit des Auftretens in der Lüneburger Heide gleichwohl von der des EichenprozeSSIONSSpinner abhängig. Auch Korell (1983b) vermerkt ein individuenstarkes Vorkommen in Eichen(misch)wäldern „mit starkem Eichenwicklerbefall“. Für Thüringen vermutet Hartmann (2007) aufgrund historischer Fundmeldungen, dass die Art früher seltener als *C. sycophanta* gewesen sei. Zumindest am Areal-Nordrand zeigt sie Abundanzschwankungen (Lindroth

1986). In Großbritannien ist die Art stark rückläufig (Cook 1936, Luff 1998), wird auch hier v.a. in Eichenwäldern gefunden (Lindroth 1974), speziell in historisch altem Wald (Luff 1998), und tritt in Gebieten hoher Raupendichte, und selbst hier nur sehr lokalisiert, und anderswo nur sehr vereinzelt auf (Cook 1936). Turin (2000) vermutet in ihr für die Niederlande eine geeignete Indikatorart vielfältiger und großer Waldgebiete, hatte aber nur wenige Nachweise in den Bodenfallen, u.a. auch in Nadel(misch?)beständen.

Lehmiger Ton erwies sich bei der Aufzucht im Labor als günstiger als sehr trockener oder sandiger Boden (Cook 1936).

Die Art kann auch Eichen-reiche Hartholzauwälder besiedeln (Zulka 1994a, Sustek 2003) und im Laborexperiment längere Überflutungen überstehen (Cook 1936). Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Hartholzau ein.

In Ungarn ist sie in Laub-, meistens Eichenwäldern verbreitet, und dies nur in größeren, zusammenhängenden Wäldern (Ködöböcz 2007). In den Studien osteuropäischer Eichen-Hainbuchenwälder (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) trat sie durchgehend auf, zwischen Einzeltieren und abundantem Auftreten in den Bodenfallen schwankend. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie teilweise auch in den Bodenfallen auf, fehlte aber im angrenzenden Kahlschlag.

Lindroth (1986) beschreibt die Lebensräume für Skandinavien als offene Laubwälder (v.a. Eiche, s.o.). Lindroth (1974) gibt für Großbritannien „offene Wälder“, speziell aus Eichen“ an.

In der Schweiz liegen alle Verbreitungspunkte (Maggi 1992) im Verbreitungsgebiet von Eichen- und Hainbuchen und die meisten im Vorkommensgebiet von Eichen-Hainbuchenwäldern (Stamm 1938), aber praktisch keine in darüber hinausgehenden Eichenmischwäldern (Mühletaler et al. 2008). In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat die Art vereinzelt in Bodenfallen auf. In den Dehesas Spaniens, d.h. immergrünen Eichen-Weidewäldern, kommt die Art in verschiedenen Phasen der Entwicklung und Behandlung außer den Jungbeständen (Taboada et al. 2006), sowie auch in Galeriewäldern (Perez Zaballo 1983) vor.

In geschlossenen Eichenwäldern der russischen Waldsteppe trat sie in einzelnen Jahren mit hoher Aktivitätsdichte auf, fehlte aber in den Lichtungen (Grechanichenko & Gruseva 2000), während Arnoldi & Ghilarov (1963) die Art im Wald wie auch auf der Waldwiese fanden, als Ausdruck von Aktivität am Boden. In der russischen Steppenzzone gehört sie nach Ghilarov (1961) zu den Arten, die ausschließlich die Wälder der Steppenschluchten besiedeln.

Die Art ist flugfähig und wohl recht ausbreitungsstark (Turin 2000). Topp (1988) fand beispielweise ein verflogenes Einzeltier auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Insel, und Kreissl (1968) vermerkt einen Lichtanflug im Stadtgebiet von Graz.

<i>Calosoma inquisitor</i>	EI: 42,8746 (<0,0001)	GC>CARP>EH N>AFE>LITR	(MIN), LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, EI	BI, T4	-, höchster HT: GC	NN<400: 20,3640 (<0,0001); NN<600: 3,89017 (0,0482)
----------------------------	-----------------------	--------------------------	---	--------	--------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Eigene Untersuchungen in 20 nordbayerischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Koch & Müller-Kroehling 2010, Koch 2010) konnten zeigen, dass die Art in Eichen-Hainbuchenwäldern, auch ohne Massenvermehrung forstschädlicher Schmetterlinge, in hoher Stetigkeit auftritt, aber eben aufgrund ihrer vorwiegend arboricolen Aktivität nicht zuverlässig mit Bodenfallen nachgewiesen wird. Die Stetigkeit ist aus dem genannten Grund gering, die Treue zu Eichen-Hainbuchenwäldern aber sehr hoch und zu Eichen-Bestockungen sogar vollständig (100%). Dies stimmt mit der Literatur überein.

Höchster χ^2 -Wert wird für Eichenbestockungen erreicht, noch vor dem GC als zweithöchsten Wert und höchsten HT. Auch zum AFE besteht allerdings eine (wenn auch geringere) Affinität. Die Art ist mithin nicht an ursprüngliche und halbnatürliche Eichenwälder gebunden, vollständig aber an Eichenwälder. Sie ist offenbar ohne Einschränkungen auch in der Lage, die oft schwierigen Standortsbedingungen halbnatürlicher („primärer“) Eichen-Hainbuchenwälder auf Pelosolen zu nutzen. D.h., anders als der Große Puppenräuber (*Calosoma sycophanta*, s.u.) kann sie auch stark tonige Standorte mit fehlender oder nur geringer Überdeckung anderer, besser grabbarer Substrate (Lehm, Sand) besiedeln.

Auch das ISA-Verfahren ordnet die Art den Konvoluten eichenreicher Bestockungen (HTB2, HTS2) zu, wenn auch mit sehr geringen Indikatorwerten, was der methodisch bedingt geringen (Nachweis)stetigkeit zuzuschreiben sein dürfte.

Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion)

Abax carinatus ist vorwiegend eine Waldart, kommt nach Hurka (1996) aber auch auf Weideflächen vor. Nach GAC (2009) besiedelt sie mesophile Wälder und Auwälder, nach Koch feuchte Wälder und Flussauen. In Baden-Württemberg sind laut Zielartenkonzept (Trautner 1996a) frische und feuchte Laubwälder ihr Hauptvorkommen, nicht aber Auwälder, während Nebenvorkommen in frischen Nadelwäldern und trockenen Laubwäldern, sowie in feuchtem Grünland und auf frischen oder feuchten Äckern aufgeführt sind.

Baehr (1980) fand die in Baden-Württemberg sonst eher seltene Art im Schönbuch mit seinen Keuperlehmen und -schichtböden recht verbreitet, v.a. an lehmigen Feuchtstellen in Laubwäldern, und stark abhängig von der Bodenfeuchtigkeit; mit abnehmender Feuchtigkeit stark zugunsten von *A. parallelepipedus* und *A. parallelus* zurückgehend. Baehr (1980) weist auf das häufige Vorkommen auf Flächen mit Seegrass-Seggen (*Carex brizoides*) hin und sieht darin eine Übereinstimmung mit den Angaben von Krause (1974), der die Art in der Sächsischen Schweiz in einem Feuchtwald mit dichtem Seegrass-Bewuchs in hoher Abundanz fing. Beide Beobachtungen gelangen demnach auf bindigen, wechselfeuchten, jedoch nicht nassen Laubwaldstandorten, wenn auch beide nicht in Eichenwäldern, sondern unter Buche (Schönbuch) und Erlen-Esche (Sächsische Schweiz). Im Naturwaldreservat „Sommerberg“ des Neckarlandes mit Keuper-Pelosolen und Zweischichtböden trat sie abundant und hoch stetig auf (Trautner et al. 1998). Müller (1983) fand sie abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. Trautner & Back (2005) stellten sie in einem kleinen Waldrelikt des Keuper fest, Trautner (1991) in einem Park, und beschreibt sie als in der Keuperregion des Neckarlandes verbreitet. Sie trat weder in Buchen(misch)wäldern (Scheurig et al. 1996, Jans 1987), einem sekundären Eichen-Buchen-Bestand des Jura (Jans 1987) noch unterschiedlichen Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 1981) auf. Baehr (1984a) fand sie (in geringer Aktivitätsdichte) auf der Schwäbischen Alb in einer Wacholderheide.

Im Nationalpark „Hainich“ kommt sie vor (Weigel & Apfel 2011), wurde aber von Brüggemann (2008) nicht nachgewiesen und ist daher in diesem Gebiet offenbar selten. Weder in vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010), noch im Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) oder im Reinhardswald (Schaffrath 2001) wurde sie bisher gefunden, ebenso wenig den Eichenwäldern des hessischen „Wildschutzgebietes Kranichstein“ (Rausch & Petrak 2011). Gelegentlich wird die Art auch außerhalb des Waldes angetroffen, so auf Bergwiesen und -weiden des Osterzgebirges (Hempel et al. 1971).

Baehr (1980) bezeichnet sie als montan, was jedoch in Widerspruch zum Verbreitungsbild sowohl in Deutschland als auch Mitteleuropa steht und von anderen Autoren nicht so eingeschätzt wird (z.B. Horion 1941), und möglicherweise auf der weitgehend auf die Südhälfte konzentrierten deutschen Verbreitung beruht.

In der Schweiz tritt sie nur sehr lokal auf, an den Standorten aber meist häufig (Marggi 1992), offenbar ausschließlich im Wald (Luka et al. 2009), und verbreitet ausschließlich in Landesteilen, in denen auch Eichen-Hainbuchenwälder vorkommen (Stamm 1938), nicht jedoch allen mit Eichenwäldern (Mühletaler et al. 2008), was auch für die europäische Verbreitung (in mehreren Rassen, die aber z.T. umstritten sind, Horion 1941) in Grundzügen zutrifft und durch ähnliche Ansprüche an Boden und Klima erklärbar ist.

In Ungarn kommt sie Ködöböcz (2007) zufolge öfter in Eichen-Hainbuchenwäldern und trockenen Eichen- und Buchenwäldern, seltener in Auwäldern vor, und ist insgesamt eine gewöhnliche Art, die in fast allen Laubwäldern zu finden ist. Sie ist dort weniger hygrophil als *A. parallelus* (Ködöböcz 2007). In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern wie v.a. den ungarischen (z.B. Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Magura et al. 2001, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005) oder rumänischen (Teodorescu et al. et al. 1990, Varvara & Varvara 1991) ist die Art stetig vertreten, oft abundanter und stetiger als in den anderen vorkommenden und untersuchten Waldtypen. In einem ungarischen Gebiet mit Kalkbuchenwald, sekundärem Eichen-Hainbuchenwald und Schwarzkiefernforst (Kadar & Szel 1993) fehlte sie. In Tschechien wurde die Art aus einem Hartholzauwald (Nenadal 1984) und Carpinion-Wäldern, aber auch Wäldern des Tilio-Acerion (Nenadal 1988) gemeldet. Sie tritt in Osteuropa zum Teil auch in anderen Waldtypen wie Buchenwäldern (z.B. Lesniak 2001) oder Feuchtwaldtypen (z.B. Nenadal 1984, Baldi & Kisbenedek 1994) auf, was als euryökeres Verhalten im Arealzentrum interpretiert werden kann. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) ist sie jedoch meist nicht zu erwarten, und fehlt im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) völlig.

Als zentral- und osteuropäisch verbreitete Art erreicht *A. carinatus* in Nordwestdeutschland und den BeNeLux-Staaten (Desender et al. 2007) den Arealrand. Dem Gesetz der regionalen Stenökie (Kühnelt 1943) folgend, werden hier die limitierenden Faktoren im ökologischen Anspruchsprofil der Art ("Nische") besonders deutlich. Die Art wurde 2006 erstmals in Nordbelgien (Flandern) gefunden, in einem Eichenwald mit einzelnen Kiefern auf Standort des Carpinion (Desender et al. 2007, 2008). Sie ist in Luxemburg offenbar weitgehend an Eichen-Hainbuchenwälder gebunden (Mercatoris 1992, Gerend 2008), und die Verbreitung beschränkt sich auf zwei Gebiete mit tonigen Standorten des Keupers und Doggers mit verbreitetem Vorkommen von Carpinion-Gesellschaften und wärmegetöntem Klima (Luxemburgische Forstverwaltung 1995). Desender et al. (2007) beschreiben den Fundort in Flandern als feuchten, sandigen Lehm, der von der Umgebung ohne Funde der Art durch die höhere Bindigkeit unterschieden sei. Dies gelte auch für die nahen Fundorte in den Niederlanden, mit ebenfalls (relativ) schwereren Böden. In Frankreich (Neuray 1998) und Westfalen (Hannig 2006b) ist die Art auf wenige Lokalitäten beschränkt.

Für Norditalien (Triester Karst, Friaulische Ebene) bemerken Brandmayr et al. (1983) eine Bindung an „ziemliche feuchte Böden“ und ein völliges Fehlen in den trockeneren Quercetalia.“ In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat die Art entsprechend beispielsweise nicht auf. Apfelbeck (1904) nennt sie in Bosnien-Herzegowina „verbreitet, in Wäldern nicht selten.“

Abax carinatus wird von verschiedenen Autoren auch aus Bach- und Hartholzauwäldern gemeldet (z.B. Krause 1974, Pentermann 1988b, Pentermann 1989). Sustek (2000, 2001) untersuchte intakte Feuchtwälder im östlichen Mitteleuropa und stuft sie trotz gelegentlicher Vorkommen nicht als Auwald-Art sein. Auch Köhler (2000) listet sie nicht als ripicole Art. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur in wenigen Einzeltieren auf. Sustek (2003) fand sie im Vergleich eines Auwaldes mit dem Zustand nach Auensimulation sowohl vor als auch nach der Maßnahme, aber in geringen Aktivitätsdichten. Sustek (2003) stuft sie auf einer 8-stufigen Hygrophilie-Skala mit dem Wert 5 ein.

Das für Laufkäfer ungewöhnliche Vorhandensein einer Brutpflege bzw. -fürsorge, die die Gattung (neben der eng verwandten Gattung *Molops*) auszeichnet, ist bei dieser Art besonders gering ausgeprägt, weswegen Brandmayr & Zetto Brandmayr (1979) sie für besonders urtümlich halten (kritisch allerdings Arndt 1989), was sich auch mit molekulargenetischen Befunden deckt (Düring 2003). Das Ausmaß zunehmender Brutpflege wäre (zumindest für die in Mitteleuropa auftretenden Arten der Gattung, in der von Brandmayr & Zetto Brandmayr (1979) aufgestellten Reihenfolge *A. carinatus*, *A. parallelus*, *A. ovalis*, *A. parallelepipedus*) (vgl. auch Düring 2003) in Einklang mit abnehmender Stenökie der Arten, was auch plausibel wäre, da zunehmende Brutfürsorge bzw. -pflege der Schlüssel zur Besiedlung weiterer Lebensräume wäre.

Vereinzelt wurde die Art in Bayern auch in Kiefern-geprägten Bestockungen gefunden. Plachter (1983) fand sie in Einzeltieren in einer aufgelassenen Sandgrube mit Waldsukzession und umgebendem Kiefernwald sowie nahen Feuchtgebieten. Weichselbaumer (2003) meldet die Art aus Schrobenhausen aus einem Kiefernstumpf. Auf der Münchner Schotterebene wurde sie nur in der Garching Haide gefunden (Schulz 1992, Schmöger 1995), nicht den Eichen-Hainbuchenwäldern, die dort ebenfalls auf kiesigen Standorten stocken (vgl. Edinger 2012).

<i>Abax carinatus</i>	CARP: 234,6646 (<0,0001)	EHN>EI>GC> LITR>FEUES	MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	BI, T45, FL, S	-; höchster HT. GC	NN<600: 31,8588 (<0,0001)
-----------------------	--------------------------------	--------------------------	--	----------------	-----------------------	---------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Abax carinatus zeigt für das GC sowohl hohe Stetigkeit als auch ein hohes Maß an Treue. Sowohl in der ISA als auch dem Chi²-Verfahren kommt diese Lebensraumbindung auf verschiedenen Testebenen zum Ausdruck. Es wird als maximaler Chi²-Testwert ein sehr hoher Wert für natürliche Carpinion-Standorte erreicht, was mit den Angaben aus der Literatur und dem Vorkommen im Kerngebiet der Eichen-Hainbuchenwälder der pannonischen Region konform geht. Der höchste Wert wird für eine Einheit mit Standorts- (HTS) und nicht Bestockungs-Bezug erreicht, doch wurden auch nicht sehr viele Nadelforste auf den waldbaulich als „schwierig“ geltenden Eichenstandorten (stark bindige Böden, starke Wechselfeuchte oder -trockenheit) untersucht bzw. diese Standorte beim Nadelholzanbau vielfach eher gemieden, oder haben sich als Bestand bereits durch Ausfälle aufgelöst. Dennoch scheint die Bestockung hinter der Bindigkeit des Standorts an Bedeutung eher zurückzutreten, zumindest in den überwiegend untersuchten lichten Nadel(misch)wald-Varianten (Kiefernforste auf Feuerletten u.ä.). Mehrere Funde liegen in Kiefernforstgebieten, so im Reichswald (Heimbucher 1987), in der WKS „Bodenwöhr“ in einem reinen Kiefernbestand (DPI) relativ unweit eines sumpfigen Standorts im Umfeld eines Weiherufers, so dass unter bestimmten Voraussetzungen auch Kiefern-geprägte Bestockungen Lebensraum bieten können (vgl. auch Plachter 1983, s.o.), die auf diesen Standorten wohl Ersatzgesellschaften (bodensaurer, wechselfeuchter) Eichenwälder darstellen (vgl. z.B. Brunner 2005).

Auch auf praktisch allen ISA-Testebenen werden signifikante IndVal für Eichenwälder errechnet, am höchsten auf Ebene der HTS1, d.h. für Carpinion-Standorte.

In Abbildung A.4.3. ist die Aktivitätsdichte über den Bodenarten aufgetragen (links *A. carinatus*). Auch für *Abax parallelus* (rechts) lässt die Betrachtung der Bodenart durchaus einen positiven Zusammenhang bzw. deutlichen Trend zwischen Aktivitätsdichte und Bindigkeit erkennen, die sich jedoch nicht als Bindung darstellt.

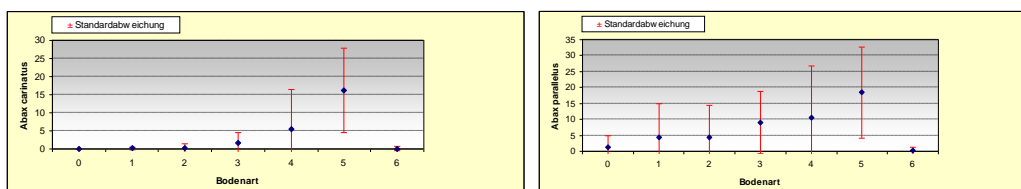


Abb. A.4.3.: Koinzidenz von Aktivitätsdichte und Bodenart für *A. carinatus* (links) und *A. parallelus* (rechts) im Vergleich

Hohen Erklärungswert scheinen vor allem Standortseigenschaften, allen voran Bindigkeit zu haben. Toniges Substrat ist möglicherweise die wichtigste obligate Habitatanforderung dieser Art, worauf Funde in einem parkähnlichen Garten mit stark tonigem Untergrund in Landshut, oder am Nordrand des Haspelmoores, im Einflussbereich des mit Ton abgedichteten Bahndammes (Burmeister 2004) hindeuten.

Auwälder sind natürliche Kontaktbiotope von Eichen-Hainbuchenwäldern, und besitzen gerade mit Hartholzauwäldern fließende Übergänge. Auch können Eichen-Hainbuchenwälder aus nicht mehr überfluteten Hartholzauwäldern entstehen, mit allen Übergängen. Der Test auf Eichen- und Auwälder ergibt allerdings keinen höheren Wert als jener auf natürliche Eichenstandorte, so dass die Art zu Auwäldern allgemein keinen starken Bezug zu haben scheint.

Wie andere Arten des Galio-Carpinetums auch, u.a. *P. melas* und *P. ovoideus* (s.u.), hat auch *Abax carinatus* ein „Standbein“ in Kalkmagerrasen oder Halbtrockenrasen, so der Garchinger Haide, ja scheint auf der nördlichen Münchner Schotterebene nur in diesem Lebensraum, nicht aber im (hier nicht tonigen) Eichen-Hainbuchenwald vorzukommen (Edinger 2012). *A. carinatus* ist aber eine stärker an Wälder gebundene Art als jene beiden Arten, und strahlt wohl in der Regel aus den Waldvorkommen nur in jene Lebensräume aus, wenn auch zum Teil über gewisse Distanzen.

Pterostichus ovoideus tritt nach der Literatur im Offenland und im Wald auf. Während Hurka (1996) sie für „schattenindifferent“ hält, ist sie GAC (2009) und Koch (1989) zufolge eine Art lichter Wälder. Feuchte Habitats wie Auwald, Feuchtwiesen und Ufer (Hurka 1996, Koch 1989) oder aber allgemein Kulturbiotop (GAC 2009) werden als weitere Habitats aufgeführt. Burmeister (1939) beschreibt das Habitat als „in und an feuchten Wäldern“ und an Ufern.

In sechs baden-württembergischen Naturwaldreservaten (Trautner et al. 1998) tritt sie in den zwei Reservaten des Carpinion abundant (Oberrheintal) oder mäßig abundant (Keuper), in dortigen Buchen(misch)wäldern nicht (Scheurig et al. 1996) oder nur vereinzelt (Trautner et al. 1998, Jans 1987) auf. Müller (1983) fand sie sehr abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) fehlt sie, ebenso wie in den hoch gelegenen und kältegeprägten Habitats (Lamparski 1988, Molenda 1989, Rausch 1993b, Trautner et al. 1998). Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie nur zweimal, beide Mal in Lindenwäldern. Baehr (1980) fand sie im Schönbuch an warmen und feuchten Stellen, sowohl im Wald als auch im Offenland verbreitet, am häufigsten auf „dicht bewachsenen, lehmig-tonigen Ödflächen und Weiden.“ Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art (in geringer Aktivitätsdichte) in einer Wacholderheide.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nur im Jura auf, hier ungefähr im selben Umfang wie in den Vergleichsbeständen. Nach einem Waldbrand auf Buntsandstein des Odenwaldes (Trautner & Rietze 2001) trat sie ebenso wenig auf wie auf den Vergleichsbeständen. Sie ist brachypter (Turin 2000).

Die Art hat einen mittel- bis süddeutschen Verbreitungsschwerpunkt und fehlt in der norddeutschen Tiefebene und der westfälischen Bucht weitgehend bzw. kam nur historisch vor (Trautner et al. 2014). In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Rehage & Renner 1981, Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a) tritt sie nicht auf. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) tritt sie vereinzelt in Vorwäldern, Pioniergehölzen und auf Kahlschlägen auf. Pabst (2004) fand sie auf Saumflächen eines sekundären Eichen-Hainbuchenwaldes auf Muschelkalk. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010), dem Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) und im Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlt sie.

Spang (1996) fand sie in den untersuchten Wäldern der Rheinaue nur in jenen mit Eiche (einem innendeichs gelegenen Eichen-Hainbuchenwald und einem Hartholzauwald mit Eiche), sowie auf offenen Feuchtstandorten. In den von Neu (2007) untersuchten Weich- und Hartholzauwäldern der Rheinaue auf Sand und Schluff trat sie nicht auf.

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „hygrophil, silvicol-ripicol“ ein. Obrtel (1971b) fing sie in einem mährischen Hartholzauwald. Im mährischen Karstgebiet ist es eine „verbreitete Art ziemlich feuchter Habitats, gegenüber Schatten indifferent, z.B. Ufer-naher Wiesen, vegetationsreicher Ufer, Auwälder, Haine“ (Stastna & Hula 2012). Sustek (1983a) fand sie in der Slowakei in verschiedenen ausgeprägten Eichenmischwäldern.

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als mäßig feuchte Stellen, Wälder und Wiesen und v.a. häufig in Eichen-Hainbuchenwald. In Arbeiten aus den ungarischen Eichen-Hainbuchenwäldern (z.B. Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Magura et al. 2001, Ködöböcz & Magura 2005) tritt die Art stetig und abundant auf. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) fehlte sie, trat aber im angrenzenden Kahlschlag in geringer Abundanz auf. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) fehlt sie weitgehend.

Die Verbreitung in der Schweiz (Maggi 1992) deckt sich auffällig gut mit der Verbreitung der Hainbuche (Stamm 1938). In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009), also einem Gebiet mit nicht bindigen Standorten, trat die Art nicht auf.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stellenweise in jungem Eichen-Hainbuchen-Wald und Kiefernforst auf Kalk gefunden, nicht im Offenland.

<i>Pterostichus ovoideus</i>	CARP: 133,4679 (<0,0001)	EHN>EI>GC> FEUES>LITR	MIN, LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, EHN, EI	BI, T5, FL	;; Höchster HT: GC	NN<550: 15,6523 (<0,0001); NN<600: 12,6402 (0,0004)
------------------------------	--------------------------------	--------------------------	---	------------	-----------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art besiedelt neben Eichen-Hainbuchenwäldern auch offenes Grasland auf tonigem Substrat, ist also keine reine Waldart. Die Stetigkeitswerte im GC sind mäßig, die Treue aber sehr hoch. Das Chi²-Verfahren ordnet die Art natürlichen Carpinion-Standorten zu, was durchaus auch in Einklang mit den Vorkommen im Offenland auf vergleichbaren Standorten ist, die ursprünglich sicher vielfach mit Eichen-reichen Bestockungen bestockt waren. Eine Bevorzugung feuchter und bindiger Böden ist konsequenter Weise signifikant. Die ISA weist auf Ebene der HTB3 (alle Eichen- und Trockenwälder, ohne Kiefer) einen signifikanten Wert aus.

Carabus monilis ist eine westlich verbreitete Art. Koch (1989) zählt „Flussauen, Auwälder und Wiesen in Bachtälern“ sowie sandige Äcker, Kalktriften und Gärten zu den Lebensräumen. Müller-Motzfeld (2006a) zählt ebenfalls an erster Stelle Habitats der Kulturlandschaft auf, sowie „regional verstärkt auch in Wäldern (z.B. lichten Auwäldern)“. Entsprechend stuft GAC (2009) sie in den meisten Regionen für Grünland oder speziell für Feuchtgrünland, z.T. aber auch allgemein für Kulturhabitate ein, und zählt speziell im Alpenvorland auch Auwald zu den Lebensräumen. Im Westen Mitteleuropas und somit im subatlantischen Raum (Schweiz, Baden-Württemberg) und weiter entfernt von ihrem östlichen Arealrand ist die Art offenbar wesentlich euryöker. Trautner (1996a) führt im Zielartenkonzept Baden-Württemberg frische und feuchte Grünland- und Ackerflächen als Hauptvorkommen auf, sowie frische Laubwälder als Haupt- und feuchte Wälder (Laub- oder Nadel) und Auwälder als Nebenvorkommen. Baehr (1987) beschreibt sie als Art lichter, nicht zu trockener Wälder, Auwälder und Wiesen mit dichter Vegetation. Baehr (1980) nennt sie (wohl bezogen auf Baden-Württemberg) „bei uns die charakteristische Art der Flussauen und Auwälder.“ Roubal (1938), Arndt (1989) und Müller-Motzfeld (2004) stufen sie als thermophil ein.

Turin et al. (2003) beschreiben die Art als vorwiegenden Offenlandbewohner, z.B. von „moderat feuchten Wiesen“, wobei jedoch klar sein muss, dass solche in Mitteleuropa von Natur aus ursprünglich meist Waldstandorte oder Mosaik aus Wald und Offenland dargestellt haben. Im Wald sehen diese Autoren die Art jedoch nur „gelegentlich in spärlichen Wäldern oder Buschland.“ Sie zeigt eine „Präferenz für schwerere Böden, wie Ton, Lehm (Löss) oder Kalkstein“ (Turin et al. 2003).

Blumenthal (1969) charakterisiert sie in der Lüneburger Heide und Nordwestdeutschland allgemein als „Stromfolger“. Ludewig (2007) fand sie in der hessischen Rheinaue in einer breiten Palette von Feuchtlebensräumen einschließlich Auwald, in größerer Abundanz auf Nasswiesen und Dämmen. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmann (1978) in den Silberweiden-Auwäldern, dem überfluteten und dem nicht mehr überfluteten Pappelforst, sowie im Röhrich, in höchster Abundanz aber im Topinambur-Acker vor. Handke (1993) fing sie in allen vier untersuchten Hartholzauwäldern am hessischen Rhein. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat *C. monilis* überwiegend eher vereinzelt, teilweise aber auch in etwas höherer Abundanz sowohl in Weich- als in den Hartholzauwäldern auf. Blumenthal (1969) erwähnte „die Uferwiesen des Rheins“ und seiner Zuflüsse als Lebensraum. Nahe der Weser trat die Art sehr abundant auch in regelmäßig überfluteten Eichenwäldern auf (Aßmann unveröff. in Turin et al. 2003). In den von Spang (1996) untersuchten Auenhabitaten trat sie nur im (Rot)Eichen-Hainbuchenwald sowie einem Schilfbestand auf (beides ausgedeicht), nicht jedoch in den Auwäldern oder dem Grünland.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Buchenwäldern und Forsten nur einmal in einem Buchenwald des Jura. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern der Schwäbischen Alb war sie im Kalkbuchenwald abundanter als im Eichen-reichen LF, aber in beiden nur wenig abundant vertreten. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) wurde sie nicht gefunden. Im Schönbuch kommt sie als eine der häufigeren Arten der Gattung „regelmäßig und in größter Abundanz in Auwäldern und Gebüsch der Bachauen vor und dringt dort auch in Riedgebiete ein, sofern sie mit Bäumen und Gebüsch besetzt sind“, ferner auch „in der Gebüschzone offener Buchenwälder“, hingegen „nicht in geschlossenen Wäldern und nur in geringer Anzahl auf Kulturland“ (Baehr 1980). Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie im Auwald,

Auenwiesen und auf Kulturland. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie nur im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals auf. Lamparski (1988) fand sie nicht in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, aber als Einzeltiere in einem der reinen Nadelbestände. Müller (1983) stellte sie im ausgedehnten Eichenwaldgebiet des Freiburger Mooswaldes nur als Einzeltier fest.

Bei der Untersuchung von Schneisen in Wäldern in Baden-Württemberg (Diefenbach 1990) trat die Art regelmäßig auch in allen drei untersuchten Waldtypen (GC, AF/HF, Fichten-Aufforstung) auf; speziell im Eichen-Hainbuchenwald stärker im Waldrandbereich bzw. jungen Sukzessionsgehölzen der Trasse. Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nur in einem der Windwürfe auf, fehlt in der Vergleichsbeständen aber ganz. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie als Einzeltier auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001).

NRW erreicht die Art nur randlich im Bereich des Rheintals (Gries et al 1973), so dass sie auch in den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands fehlt (Rehage & Renner 1981, Janßen 1992, Klenner 1996). In Hessen ist sie Korell (1983b) zufolge ein „Wald-, Feld- und Wiesentier“, er nennt Funde v.a. von Wiesen und aus Auwäldern. In Ostdeutschland ist sie sehr selten und rückläufig, im Norden fehlt sie. Im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008) trat die Art in lichten wie auch älteren, geschlossenen Pionierwaldphasen auf, fehlte aber sowohl in den Probeflächen des GC als auch des SC.

In den osteuropäischen Wäldern fehlt sie arealbedingt. In den Niederlanden erreicht sie höchste Präsenzen und Abundanzen neben Grünlandstandorten im Eichen-Hainbuchenwald (Turin 2000). In der Schweiz ist eine Häufung der Fundpunkte (Marggi 1992) im gemeinsamen Verbreitungsgebiet von Eichen und Hainbuche (Stamm 1938) erkennbar, die Verbreitung der Art geht aber darüber hinaus. Für das westliche Österreich wird von Brandstetter et al. (1993) nur ein Fund aufgeführt, und liegt in einem Waldgebiet. In den meisten Teilen Österreichs kommt die vikariierende Schwester-Art *C. scheidleri* vor (z.B. Straka 1989). In Frankreich nutzt sie du Chatenet (2005) zufolge neben Offenlandhabitaten auch Jungbestände und Waldränder als Lebensraum. Toigo et al. (2013) stufen sie zwar aus Literaturangaben als „Offenland“-Art ein, fanden sie aber als eine der abundantesten Arten ihrer Studie in sechs französischen Waldgebieten. Auch Forel & Leplat (1995) nennen an erster Stelle offene Weiden, fanden die Art aber u.a. auch im Hangwald. Spezielle Ansprüche der Art an den Wald sehen sie eher nicht, außer dass Laubwald bevorzugt wird.

Wie bei *C. violaceus purpurascens* verläuft die Entwicklung und Verpuppung im Boden bzw. speziell in tieferen Bodenschichten (Blumenthal 1969, Hurka 1973 in Korell 1983b, Korell 1983b), was sie gegen Hochwässer relativ unempfindlich macht. Blumenthal (1969) vermutet aber auch die Möglichkeit der Verfrachtung der Art mit Hochwässern.

Gauckler (1975) sieht den Schwerpunkt der in Bayern besiedelten Habitate in Grünland (Fettwiesen der Talauen, Trockenrasen) und Feldern und „nur selten in Laubmischwäldern (Querco-Carpineta und Querco-Fageta.“ Metzner (2004) fand sie in renaturierten oberfränkischen Auen auf „feuchten Wiesen mit hohem Deckungsgrad.“

<i>Carabus monilis</i>	CARP: 86,1491 (<0,0001)	EHN>GC>EI>FEUES>LITR	MIN, LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, EHN, EI	BI, T45, FL, S	-, höchster HT: GC	NN<600: 7,1355 (0,0076)
------------------------	-------------------------	----------------------	--	----------------	--------------------	-------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Schon die Verbreitung von *C. monilis* als westlicher Art legt nicht nahe, dass sie eine starke Übereinstimmung mit den Lebensbedingungen des kontinental getönten GC hat, eher schon dem in Bayern deutlich selteneren SC. Der Testwert für natürliche Carpinion-Standorte ist gleichwohl der höchste und auch nicht gering. Dass ein Standorts-basiertes Konvolut den höchsten Testwert erreicht, deutet darauf hin, dass die Bestockung weniger bedeutsam ist, worauf auch die in der Literatur erwähnten, verbreiteten Vorkommen außerhalb des Waldes wie beispielsweise auf Feuchtwiesen hinweisen. Die Auenwiesen dürften zumindest teilweise ursprünglich auch Standorte feuchter Eichen-Hainbuchenwäldern wie z.B. des SC und der Hartholzaue gewesen sein. In vielen Fällen sind selbst feuchte, als besonders naturnah und „primär“ geltende Eichen-Hainbuchenwälder

bewirtschaftungsbedingte Ersatzgesellschaften ersten Grades (z.B. Zörner 2003 mit einem Beispiel), ja Eichen-reiche Wälder auf Feuchtstandorten als natürliche Vegetationsform in Mitteleuropa vegetationskundlich umstritten (von Drachenfels, mdl. Mitt.) und heute meist als Eschen-Hainbuchenwälder klassifiziert (z.B. Bohn et al. 2003). Die signifikante Bevorzugung bindiger bzw. lehmiger Standorte und hoher, aber nicht höchster Feuchtigkeit ist mit der Literatur in Übereinstimmung. Innerhalb der Wälder bedarf eine Zuordnung zu Eichenwäldern für Bayern der weiteren Verifizierung v.a. im Kontaktbereich der Auen.

Notiophilus rufipes ist verschiedenen Autoren zufolge eine wärmeliebende Art (Freude 1976, Müller-Motzfeld 2006a), und nach Müller-Motzfeld (2004) thermophil und silvicol. Horion (1939) führte die Art unter jenen an, die wegen ihres speziellen Wärmebedürfnisses in Deutschland nur sporadisch verbreitet sind. Das Verbreitungsgebiet ist europäisch (Barsevskis 2007) und erstreckt sich von einem west- und südeuropäischen Verbreitungsschwerpunkt bis nach Kleinasien (Karte in Turin 2000). Müller-Motzfeld (2006a) zufolge kommt sie „in Buchenwäldern auf neutralen Böden“ vor, nach Freude (1976) „in Buchenwäldern und auf anmoorigem Boden.“ Nach Koch (1989) besiedelt sie „Heide, Dünen, anmoorige Böden, Wärmehänge, trockene Laubwälder (vor allem Fagetalia und Quercobetuletum), sandige Flussauen.“ Laut Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) liegen Hauptvorkommen in trockenen Nadel- wie Laubwäldern, Nebenvorkommen in frischen Wäldern und Weinbergen, während sie in feuchten Wäldern fehlt. Trautner (1991) gibt für Baden-Württemberg eine Bevorzugung warmer und trockener Standorte an. Horion (1941) beschreibt das Habitat „besonders auf etwas anmoorigem, feuchtem Boden in Wäldern.“ Gebert (2006) sieht einen Verbreitungsschwerpunkt der in Sachsen sehr selten gefundenen Art in „in feuchten, aber nicht staunassen Buchen-Mischwäldern sowie angrenzenden Saumstrukturen.“

Für Westfalen (Rabeler 1969b, Heitjohann 1974, beide in Rudolph 1976a) wird Eichen-Birkenwald als „bevorzugtes Habitat“ angeführt und sie als Art des „Laubwaldes“ bezeichnet. In Westfalen war die Art Ende des 19. Jahrhunderts „fast ausschließlich in der Ebene, bisher nur lokal“ zu beobachten und wurde wohl erstmals überhaupt Mitte des 19. Jahrhunderts nachgewiesen (Westhoff 1882). In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands tritt sie in den nicht-hydromorphen, sekundären Bestandstypen auf Buchenstandorten (Rehage & Renner 1981, Vossel & Aßmann 1995, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b) stetig auf, während die feuchteren Ausprägungen (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000b) nicht besiedelt werden. Aßmann & Falke (1997) geben die Art speziell für „Eichenbestände auf trockenen Sandböden“ an. Dülge (1992) stellte sie in Wäldern der Geest v.a. in Eichen-Hainbuchenwäldern und „Fago-Querceten“ fest, weniger in Betulo-Querceten und in Fichtenforsten, aber insgesamt relativ verbreitet. In der Senne fand Heitjohann (1974) die Art im trockenen Betulo-Quercetum-Rest, nicht im Buchen-Eichen-Bestand auf Sand über Kalk oder den Kiefernforsten. Wagner (1992) fand sie im Winterhalbjahr am Rand eines niederrheinischen Moorgebietes, im Schwarzerlen-Bruchwald, der Übergänge zu Eichen-reichen Teilen hat.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) kommt sie relativ stetig und dabei überwiegend nur gering abundant vor. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008, Weigel & Apfel 2011) wurde sie bisher nicht nachgewiesen. Aus vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) fehlen Nachweise. Schaffrath (1999) stellte sie am Edersee ausschließlich in einem felsigen Eichen-Trockenwald fest. Im Reinhardswald (Schaffrath 2001) wurde sie noch nicht nachgewiesen.

Lindroth (1949) urteilt, die Art scheine „nach Angaben aus dem übrigen Europa ausschließlich in Laubwäldern vorzukommen“, u.a. unter Birken, Eichen oder Buchen, und „meist in lichten Beständen und gewöhnlich auf nur mäßig feuchtem Boden.“ Die weitere Anmerkung von Lindroth (1949), sie komme „besonders gern auf Moorgrund“ vor, steht dazu in Widerspruch und könnte aus entsprechenden Quellen (s.o.) übernommen worden sein. Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) trat die Art nur sehr vereinzelt auf (wohl wegen ihrer Thermophilie) und nur im AF. In Großbritannien lebt sie mit weitgehend südlicher Verbreitung in Laubwäldern (Luff 1998), an „etwas feuchteren Stellen (z.B. zwischen Laub)“ als *N. biguttatus*, der wiederum „an trockenen Stellen“ lebt (Lindroth 1974).

In den Niederlanden wird sie in etwas feuchteren und schattigeren Habitaten als *N. biguttatus* gefunden, und mit höchster Abundanz und Präsenz im Eichen-Birkenwald, gefolgt vom Eichen-Buchenwald und deutlich weniger im Eichen-Hainbuchenwald (Turin 2000). Den Boehr (1965) gibt aus Untersuchungen in den Niederlanden „trockenen Eichenwald“ als „fast ausschließlich“ genutztes

Habitat der Art an. In Belgien kommt die Art vor allem in der nördlichen, wärmeren Landeshälfte vor (Desender 1986a, Desender et al. 2008).

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) Eichenwälder als das Habitat der Art. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie indes überwiegend. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) fehlt sie vollständig.

In der Schweiz lebt sie Marggi (1992, unter Bezugnahme auf Horion 1941) zufolge in „kollinen bis subalpinen Laubwäldern und Auenwäldern, auf etwas anmoorigen, feuchten Böden; bevorzugt werden Buchenwälder.“ Gebüsche und Hecken weisen dort die höchste durchschnittliche Aktivitätsdichte auf, Funde im Offenland sind vernachlässigbar wenige (Luka et al. 2009). Alle Verbreitungspunkte (Marggi 1992) in der Schweiz liegen in Landesteilen, in denen auch Eichenmischwälder (Mühletaler et al. 2008) vorkommen, über die Verbreitung von Eichen-Hainbuchenwäldern (Stamm 1938) hinausgehend. In städtischen Gehölzen Basels (Altherr 2007) ist sie stetig und z.T. abundant vertreten, letzteres v.a. in solchen mit führendem Spitzahorn.

Im Triester Karst meidet sie Brandmayr et al. (1983) zufolge Buchenwälder und besiedelt sowohl Flaumeichenwälder als auch „wärmere Fagetalia“-Bestände. In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) war die Art in mehreren Probestellen vertreten. Im Apenningebirge tritt sie mit hoher Stetigkeit in Buchenwäldern auf (z.B. Vigna Taglianti & De Felici 1994) und ist im Vergleich zu xerophileren Habitaten auf diese beschränkt (Comandini & Vigna Taglianti 1990). In Frankreich kommt sie „von der Ebene bis in mittlere Höhenlagen, in Wäldern, Heiden und Feldern“ vor (du Chatenet 2005). Im *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie mäßig stark verbreitet und bevorzugt Laubwälder und Laub-Nadel-Mischwälder (Barbaro et al. 2006).

Die Art ist flugfähig (Horion 1949, Turin 2000).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie bislang nicht nachgewiesen.

<i>Notiophilus rufipes</i>	CARP: 82,4068 (<0,0001)	Eiche: EHN>GC>EI> LITR>GCS; zusammen: EHN>GC>EI> LITR>HF	MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, GCS, EHN, EI, HF	T(m), (S)	Buche; Höchster HT: GC	NN<500: 12,3101 (0,0005); NN<600: 7,0545 (0,0079)
----------------------------	----------------------------	---	---	-----------	------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Angaben zu den Standortsbezügen in der deutschen Literatur sind widersprüchlich, da Buchenwälder natürlich eher nicht feuchte und in keinem Fall anmoorige Standorte besiedeln. Auch die Höhenverbreitungsangabe von Marggi (1992) wird durch die Höhenstufen-Diagramme von Luka et al. (2009), die die Art weitestgehend auf die colline Stufe beschränkt darstellen, relativiert. Die Habitatbeziehungen sind demnach bereits in der Literatur nicht ohne Widerspruch. Funde im Kontext von (an)moorigen Standorten, wie sie in der Literatur recht oft erwähnt werden, beruhen, soweit eine Primärquelle überhaupt angegeben ist, alle auf den Angaben in Horion (1941) (z.B. Marggi 1992). Eigene Funde im Kontext von Mooren erfolgten überhaupt nicht.

Der höchste χ^2 -Wert der Art überhaupt wird für Carpinion-Standorte erreicht und ist wesentlich höher als die bei den Buchenwäldern errechneten Werte. Der Bezug zu Eichen-Hainbuchenwäldern dürfte indes vorwiegend über die Thermophilie bestehen, da zu warmen Gebieten (>9°C Jahresdurchschnittstemperatur) eine noch wesentlich stärkere Affinität besteht, die sie mit diesem Habitattyp allgemein, und den Standortsbedingungen seiner Verbreitung (überwiegend im wärmsten Teil Bayerns) gemein hat. Eine weitergehende Affinität zu bestimmten, für das GC prägende Faktoren ist nur über eine Affinität zu mildem Ton als Bodenart gegeben. Dennoch finden die Angaben in der Literatur durchaus eine gewisse Entsprechung in den χ^2 -Testwerten. Der maximale Testwert für einen HT lautet auf das GC, in Einklang mit Thermophilie der Art bei gleichzeitiger Bevorzugung von Laubwäldern. Innerhalb der in der Literatur wiederholt genannten Buchenwälder wird der relativ

höchste HT-Testwert dieser Gruppe für das HF erzielt, in Übereinstimmung mit den Literaturangaben zu basenreichen Buchenwäldern.

Die thermophile Art besiedelt in Bayern aktuell nur thermisch begünstigte Landesteile im Nordwesten und äußersten Südosten, zeigt aber bereits Ausbreitungstendenzen (Müller-Kroehling et al. 2014a). Kittel (1874) zufolge kam sie in Bayern nur im äußersten Südosten vor (Passauer Raum), einstrahlend über die Donauleiten aus dem Raum Linz. Über Vorkommen im Rest Bayerns berichtet Kittel (1874) nicht, erwähnt aber ein Vorkommen bei Darmstadt. Horion (1941) nennt bereits „Aschaffenburg“ als Fundort, damit eine mögliche Ausbreitung aus Südhessen nach Nordwestbayern nachvollziehend. Elbert (1994) belegt die Art dann aus dem Raum Kahl. Müller-Kroehling et al. (2014a) prognostizieren bei weiter steigenden Jahresdurchschnittstemperaturen eine weitere Verbreitung über weite Teile Bayerns, wo Laubwälder vorkommen.

Amara makolskii (sh. auch bei den Moorbäldern) und ist eine kritische Art, die in Deutschland erst seit wenigen Jahren und auch nur teilweise als Art anerkannt, d.h. von *A. communis* abgetrennt wird (vgl. Schäfer 2007). Die Art weist eine starke Affinität zu Birken (*Betula*) auf, zu denen wohl eine nahrungsökologische Beziehung besteht (Burakowski 1957, Burakowski 1967, Gersdorf & Kuntze 1957b, Hurka 1996). Nach Hurka (1996) ist sie schattenindifferent, und kommt in „Wäldern, stets mit Birken, und Waldsteppe“ vor, vom Flach- bis zum Bergland. Das Hauptvorkommen in den Niederlanden liegt im Eichen-Birkenwald, mit weiteren Vorkommen in trockenen Heiden und Sandtrockenrasen mit Grauem Silbergras (*Corynephorus canescens*) auf Dünensanden (Turin 2000), (wohl mit dem auf diesen Habitaten verbreiteten Birkenanflug, Solitärbirken oder angrenzenden Birken-Vorkommen). Turin (2000) schätzt sie als „stenotope Art relativ trockener Wälder, vornehmlich mit Birken und angrenzenden trockenen Heiden“ ein.

Auf der Münchner Schotterebene wurde sie vereinzelt in jungen Eichen-Hainbuchen-Wäldern mit Birken-Beteiligung gefunden (Hohmann 2013, vgl. Müller-Kroehling 2014).

<i>Amara makolskii</i>	GC: 19,1557 (<0,0001)	Eiche: CARP>EHN> EI; <u>zusammen:</u> VSS>CARP> EHN>VUS>EI	ORG, OMBR, HMH, VUS, VSS, FH, CARP, GC, EHN, EI,	BI, FL	Moor; Höchster HT: GC	NN<600: n.s.
------------------------	--------------------------	--	--	--------	--------------------------	--------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert, der auf das GC lautet und natürlich zugleich dem maximalen HT entspricht, ist gering. Die gemeinsame Klammer um die Habitate der Art wird wohl fast nur von der Birken-Beteiligung gebildet, die als eher standortstolerante Pioniere, bzw. aufgrund der unterschiedlichen Ansprüche und Toleranzen von Sand- und Moorbirke eine relativ breite Standortsamplitude besiedeln können. Ein Bezug zum Galio-Carpinetum besteht in den Niederlanden zwar nicht, jedoch zu Eichen-Birkenwäldern, die in Bayern als atlantisches Element bzw. Lebensraum der pleistozänen Sandebenen (LRT 9190) fast nicht vorkommen. Wohl v.a. die Nahrungsbiologie erklärt die regelmäßigen Funde in Birken-reichen (Pionier)phasen von Eichen-Hainbuchenwäldern Bayerns (Müller-Kroehling 2007; Müller-Kroehling 2014), wie sie z.T. in Mittelwäldern auf manchen Standorten auftreten können. Das Vorkommen in Mooren (sh. dort) zeigt indes, dass die Art möglicherweise in Bezug auf die Bodenart eher vage ist.

Carabus ulrichii ist eine östlich verbreitete, kontinental getönte Art mit verschiedenen Unterarten und Verbreitungsschwerpunkt in Südosteuropa (Turin 2000). Für die in Bayern vorwiegend vorkommende Unterart *fastuosus* besteht eine hohe Schutzverantwortung (Müller-Motzfeld et al. 2004). Müller-Motzfeld (2006a) und Turin et al. (2003) betonen, dass die Unterarten z.T. unterschiedliche Habitatansprüche besitzen. GAC (2009) und Koch (1989) nennen ausschließlich Kulturbiotopie wie Äcker, Müller-Motzfeld (2006a) daneben auch Feuchtbrachen im Auwald. Hurka (1996) führt für Tschechien neben Grünland und Äckern auch Gebüsch und offene Wälder als Lebensraum auf. Müller-Motzfeld (2004) stuft die Art als thermophil ein. Müller-Motzfeld (2006a) gibt Lehm oder Kalkboden als Habitatanforderungen an. Trautner (1996a) führen sie im Zielartenkonzept Baden-Württemberg neben Haupt- und Nebenvorkommen auf verschiedenen frischen und feuchten Offenland-Biotopen der Landwirtschaft als Nebenvorkommen für feuchte Wälder und Auwälder. Bei der Untersuchung von Schneisen in Wäldern in Baden-Württemberg (Diefenbach 1990) trat sie im

Pioniergehölz des Schneisenbereichs, aber auch im angrenzenden Eichen-Hainbuchen- bzw. Bärlauch-Buchenwald auf.

Im relativ kontinentalen Thüringen (Hartmann 2001) ist die östliche, kontinental verbreitete Art (*C. u. fastuosus*) nur stellenweise häufig und eher ein typischer Bewohner der Auenwiesen und weder steppicol noch thermophil. Auch für Ostsachsen beschreiben Nüssler & Grämer (1966) die Art als „sporadisch“ und in Bezug auf ihre Verbreitung Rätsel aufgebend.“ Sie wurde dort u.a. an einem „feuchten Weggraben in einem montanen Wiesengrund“ gefunden. Die Art bevorzugt Nüssler & Grämer (1966) zufolge „schwere Böden (Lehm, Kalk, Mergel).“

Trautner (1994a) stuft die Art für Baden-Württemberg als Zielart für die Hartholzauwe ein. Auch Handke (1993) stellte sie in drei der vier untersuchten Hartholzauwälder am hessischen Rhein fest. Zulka (1994) fand sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen nur im trockenen Quercu-Ulmetum, und hier in hoher Abundanz. In Wien und dem österreichischem Donautal (Straka 1989) trat sie in der Aue nur im nicht abgedeckten Hartholzauwald auf, sowie im Hügelland in verschiedenen Waldtypen und einer Wiese, stetig über mehrere Jahre hinweg v.a. in den Eichen-Hainbuchen- und Traubeneichen-Wäldern, sowie im 15jährigen Niederwald, Kahlschlag und Halbtrockenasen. Auch aus Tschechien und Slowakei wurde sie aus Hartholzauwäldern gemeldet (Obrtel 1971b, Nenadal 1984). Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als im Hartholzauwald und auch in Buchenwäldern vorkommend, v.a. im Wald, aber neben geschlossenen auch in offeneren Lebensräumen. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie nur mäßig stetig, dann aber meist abundant auf. In rumänischen Eichen- und Hainbuchen-Lindenwäldern (Teodorescu et al. et al. 1990, Varvara & Varvara 1991) ist sie regelmäßig vertreten. Kleinert (1987) beschreibt die Art als in der Slowakei u.a. in Hecken, Weiden, Laub- und Mischwäldern „und selbst in Feuchtgebieten“ verbreitet, und gegenüber dem in ähnlichen Habitaten *C. cancellatus* zunehmend, und selten syntop mit diesem vorkommend.

Die Art wurde von Plachter (1983) auch in einer ehemaligen Tongrube gefunden, als Indiz dafür, dass auch bindige Böden getragen werden. Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig und abundant in Eichen-Hainbuchenwäldern sowie regelmäßig, aber weniger abundant in (v.a. alten) Haiden nachgewiesen. Metzner (2004) fand sie in renaturierten oberfränkischen Auen relativ stetig, stets auf Flächen mit einem hohem Deckungsgrad der Vegetation und überwiegend auf lehmigem Boden, und vermutet anhand der teilweise hohen Fangzahlen, dass sie von den Renaturierungsmaßnahmen profitiert.

Halbnatürliche Eichenwälder (EHN)

<i>Carabus ulrichii</i>	EHN: 24,1584 (<0,0001)	EI>CARP>SC> GCS>GC	LBW, FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, EHN, EI	BI, T(4), (FL), F: (4),	-; höchster HT:: SC	NN<700: 4,2320 (0,0397); NN<600: 4,9991 (0,0254)
-------------------------	---------------------------	-----------------------	---	----------------------------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Höchster χ^2 -Wert wird für naturnahe/(halb)natürliche Eichenwälder erreicht, der Wert ist allerdings gering. Es besteht eine signifikante, aber ebenfalls schwache Affinität zu bindigen Standorten und zu geringer Meereshöhe. Eichen-Wälder sind in Deutschland auf den meisten Standorten halbnatürliche Vegetationsformen (Müller-Kroehling 2013e). Die mehrfachen Nennungen aus Hartholzauwäldern sprechen nicht grundsätzlich gegen eine Beziehung der Art zu terrestrischen Eichenwäldern, da sekundäre Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder aus entwässerten Hartholzauwäldern entstehen können (Szymank et al. 1998). Die Stetigkeit im GC ist jedoch sehr gering, die Treue für das GC ebenfalls, für Eichenwälder insgesamt jedoch höher, was andeutet, dass die Art eher andere Eichenwaldtypen bevorzugt. In den kontinental getönten Eichen-Hainbuchenwäldern der Münchner Schotterebene tritt sie mit relativ großer Stetigkeit auf, nicht so in den fränkischen Eichenwäldern auf Pelosolen, wo nur Einzeltiere nachgewiesen wurden. Auch das individuenreiche Vorkommen in einer weitständigen Fichten-Samenplantage mit Grasvegetation auf flachgründigem Boden („Halbbrenne“) einer Keltenschanze („Schwedenschanze“) im Unteren Isartal (Kroehling unveröff.) legt nahe, dass die

Art problemlos trockene und lichte Gehölzbestockungen toleriert, ja möglicherweise sogar präferiert, wofür hier aber keine definitiven Aussagen möglich sind.

Amara convexior (sh. auch beim Kiefernwald) gehört im weiteren Sinne zum kritischen *Amara communis*-Komplex, so dass bei allen Arbeiten, bei denen *A. pulpani* und *A. makolskii* nicht unterschieden wurden, sich Angaben zu *A. communis* und *A. convexior* auch auf jene beziehen können. Die Art wird von Koch (1989), GAC (2009), Müller-Motzfeld (2006a) und Lindroth (1986) nicht für Waldhabitate aufgeführt, während sie nach Hurka (1996) „gegenüber Schatten indifferent“ ist und zumindest auch in „offenen Wäldern“ vorkommt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in Sandtrockenrasen, mit weiterem Hauptvorkommen in „ausdauernden Ruderalfluren“ und Nebenvorkommen in „bodensauren Mischwäldern“. Barndt (1976) fand sie in Berlin bevorzugt auf trockenem Grünland, jedoch nicht dem Sandmagerrasen. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „praticol“ ein. Es werden mehreren Autoren zufolge eher trockene Standorte (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986, Beier & Korge 2001) bevorzugt. Zumpt (1931) bezeichnet die Art als „kontinentales Element.“ Während Lindroth (1986) und Müller-Motzfeld (2006a) zufolge leichtere Böden präferiert werden, nennen andere Quellen z.T. lehmige Standorte (Baehr 1980, Spies 1998, Schäfer 2007). In Westfalen bevorzugt die Art trockenere, skelettreiche oder bindige Böden mit Gras-dominiertes, Hochstauden- oder Ruderalvegetation (Schäfer 2007). In Schleswig-Holstein werden bevorzugt südexponierte Magerrasen lehmig-sandiger Böden besiedelt (Irmeler & Gürlich 2004). In den Niederlanden kommt sie v.a. auf trockenem Grünland vor, seltener im Wald wie u.a. dem Eichen-Hainbuchenwald, und hier möglicherweise v.a. überwintert (Turin 2000). In Großbritannien werden kiesige Böden präferiert (Lindroth 1974), und die Verbreitung ist deutlich auf die Südhälfte der Insel konzentriert (Luff 1998).

Baehr (1984a) stellte sie auf der Schwäbischen Alb sowohl in einer Wacholderheide als auch auf einem Acker, Baehr (1980) im Schönbuch „zahlreich auf einer sumpfigen, dicht bewachsenen Lichtung, außerdem vereinzelt auf mäßig feuchten, lehmigen Äckern“ fest. Auf lehmigen Ackerrandstreifen des Kraichgaus trat die Art in hoher Stetigkeit und Abundanz und mit Präferenz für mittlere Feuchtigkeit auf (Spies 1998).

In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) tritt sie praktisch nicht auf, in jenen Baden-Württembergs (Müller 1983, Trautner et al. 1998) ist sie hingegen stetig und abundant vertreten. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie mäßig abundant im stark aufgelichteten Bestand auf. Im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008) ist sie auf Pionierphasen und Kahlschläge beschränkt. Fuhrmann (2007) fand sie wenig abundant und wenig stetig in den verschiedenen Stadien eines Siegerländer Hauberges, relativ häufiger in den jungen Stadien (Feldbau- und Busch-Heide-Stadium). In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) fehlt sie ebenso wie in hessischen Buchen-Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010), bzw. wurde nur auf einer Wirtschaftswald-Vergleichsfläche eines der Reservate gefunden. Im Reinhardswald (Schaffrath 1999) kommt sie vor, wurde aber bisher selten (Adeli 1964) nachgewiesen. Im Kellerwald (Fritze 2013) wurde sie an einem Waldrand und auf einem Magerrasen gefunden.

Sowohl auf der zweijährigen Waldbrand-Sukzessionsfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) als auch auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie bevorzugt, d.h. deutlich häufiger und abundanter als in den stehenden Vergleichsbeständen auf. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Zulka (1994) fand sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen nur im trockenen Quercus-Ulmetum, und hier in hoher Abundanz, gut vergleichbar den Fängen von *Carabus ulrichii* (sh. dort). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur wenig abundant und deutlich hinter der Schwesternart *A. communis* zurücktretend auf, und v.a. auf den Standorten mittlerer und geringerer Feuchte.

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als meist in Wäldern, aber auch in Wiesen und auf Äckern. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie indes weitgehend, in Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) vollständig.

In der Schweiz liegen alle Verbreitungspunkte (Marggi 1992) in Landesteilen, in denen auch „potenzielle Eichenwuchsgebiete“ (Mühlethaler et al. 2008) liegen, über die Verbreitung von Eichen-Hainbuchenwäldern (Stamm 1938) hinausgehend. Du Chatenet (2005) nennt (für Frankreich) neben Offenland auch Wälder gleichrangig als Lebensraum. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie in älteren Laubwaldflächen, jungen Kiefernbeständen und auf Brandschutzstreifen gefunden (Barbaro et al. 2006).

In Weinbergen der Fränkischen Platte (Götzke 2006) tritt sie mit hoher Stetigkeit in den biologisch bewirtschafteten Varianten auf. Auf der Münchner Schotterebene ist die Art neben Eichen-Hainbuchen-Wäldern (Hohmann 2013) und Kiefern-Bestockungen (von Rad 1997) in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997), auf Äckern (Faas 1997) und einer Kiesgrube (Plachter 1983) insgesamt verbreitet, aber meist wenig abundant vertreten. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mäßig stetig und wenig abundant.

<i>Amara convexior</i>	EHN: 124,6958 (<0,0001)	Eiche: CARP>EI>GC> LITR>FEUES; zusammen: CARP>EI>LITR >BRAS>FEUES	(WS), MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, ETR, EI, BRAS, WBF	BI, T5, FL,	Kiefer; Höchster HT: GC	NN<600: 7,8406 (0,0051).
------------------------	----------------------------	--	---	-------------	----------------------------	--------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Angaben der Literatur in Bezug auf Bodenfeuchtigkeit wie auch Bodenart sind zumindest zum Teil widersprüchlich, aber durch regionale Stenökologie teilweise zu erklären. Im atlantischeren Raum präferiert sie trockenere Standorte, im kontinentalen eher feuchtere bzw. bindigere. Insgesamt handelt es sich wohl um eine Art, die in Süddeutschland häufig auf bindigen Böden mittlerer Feuchte mit Grasbewuchs auftreten kann und dabei lichten Baumbewuchs toleriert. Das ist in Einklang mit einem Auftreten in Eichen-(Hainbuchen)-Wäldern mit recht hoher Stetigkeit und Treue (im Wald-Kontext). Eine Affinität zu Carpinion-Standorten ist im Chi²-Test gegeben, ebenso zu bindigen Standorten. Der präferierte Feuchtigkeitsbereich von mäßig frisch bis feucht ist in Einklang mit der Angabe, dass die Art eher nicht in nassen Habitaten auftritt.

Pterostichus melas wird für Deutschland überwiegend nicht für Wälder aufgeführt. Bei GAC (2009) und Koch (1989) fehlt eine Erwähnung von Wäldern als Lebensraum, der sich dort auf Kulturbiotop beschränkt. Koch (1989) zählt lehmig-tonige Äcker, steinige Lösshänge oder lehmige Fließgewässerufer, und mithin durchweg bindige Böden als Habitate auf. In Tschechien wird sie als Art der „Waldsteppe“, offener Wälder und Weiden beschrieben (Hurka 1996). Auch in Skandinavien wird sie für Wald wie Offenland genannt (Lindroth 1986). Marggi (1992) bezeichnet die Art als kalkliebend. Die Art hat eine ausgeprägt grabende Lebensweise, da sie Gänge und Löcher im gut grabbaren Boden anlegt (Marggi 1992, zitiert auch Horion 1949 und Reitter 1908).

Horion (1941) führt die Art für die „süddeutschen Gebirge“ auf, erwähnt aber zahlreiche Funde in tieferen Lagen (auch in Bayern) und stuft die Art nicht als montan ein. Lauterbach (1964) bezeichnet die Art für das Sauerland als „extrem montane“ Art, leitet dies aber wohl nur aus der regionalen Beschränkung auf bestimmte Landesteile ab.

Baehr (1980) fand die Art im Schönbuch selten, und v.a. an Waldrändern und warmen sowie trockenen Habitaten und auf Lehmboden, wobei sie in diesem Gebiet den Wald selbst meide. Trautner (1991) wies sie in einem „versumpften Wiesental“ mit Gehölzbestand auf Keuperstandort nach, zusammen mit *Abax carinatus*. In den Aufnahmen aus baden-württembergischen Wäldern (Kless 1961b, Scheurig et al. 1996, Trautner et al. 1998) fehlt sie, auch aus jenen aus Windwürfen (Kenter et al. 1998). Sie ist brachypter (Hurka 1996).

Im nördlichen Westfalen befindet sich die Art am nördlichen Arealrand und lebt „an steinigen, trockenen, mit lockerem Wald oder Gebüsch bestandenen Orten; oft auch nach Kahlschlag“ (Barner 1954). Lauterbach (1964) fand ein Einzeltier im Eichen-Birkenwald des Sauerlandes. In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b), auch jenen der Mittelgebirge (Rehage & Renner 1981,

Lauterbach 1964), wie auch jenen Südwestdeutschlands (Müller 1983, Trautner et al. 1998) tritt sie nicht auf.

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als neben Wäldern auch in Sandrasen, Wiesen, Ackerland, entlang von Kanälen, in Feuchtwiesen und auch Überschwemmungsgebieten. In ungarischen Eichen-Hainbuchenwäldern (z.B. Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Magura et al. 2001, Ködöböcz & Magura 2005) tritt die Art regelmäßig und dann z.T. in hohen Aktivitätsdichten auf, kann aber auch ganz fehlen, erreicht also nicht maximale Stetigkeiten. Roubal (1938) führt die Art (in der Unterart *hungaricus*) in einem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei, aber „auf feuchteren Plätzen der Randungen des Biotops“, also speziell für warm-feuchte Stellen an Wald-Offenland-Übergängen. Auch in einer aufgelassenen Streuobstwiese in Ungarn trat sie abundant auf (Fazekas et al. 1992), und wird von diesen Autoren als „typische Waldart“ eingeschätzt. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie relativ stetig, aber nur gering abundant auf, und im angrenzenden Kahlschlag nur ganz vereinzelt. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) fehlt sie meist.

Nach Brandmayr et al. (1983) ist *P. melas* in Eichenwäldern des Quercetalia pubescentis und „wärmeren Fagetalia“-Beständen des Triester Karstes regelmäßig anzutreffen, ohne jedoch an Wälder gebunden zu sein. Auch dort meidet sie Buchenwälder des Typs Fagion, vollführt also auch im submediterranen Klima keinen Habitatwechsel zu stärker kühl-feuchteren Habitaten. Contarini & Garagnani (1990) fanden die Art (in der Unterart *italicus*) in Italien in offenen Habitaten auf Tonstandorten in sehr hoher Stetigkeit. In norditalienischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Brandmayr & Brunello Zanitti 1982) tritt sie stetig auf. In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) ist sie recht verbreitet. In der Schweiz liegen alle Verbreitungspunkte (Marggi 1992) in Landesteilen, in denen auch Eichenmischwälder (Mühletaler et al. 2008) vorkommen, über die Verbreitung von Eichen-Hainbuchenwäldern (Stamm 1938) hinausgehend.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig in Eichen-Hainbuchenwäldern, und nur ganz vereinzelt im Offenland wie z.B. in alter Haide nachgewiesen.

<i>Pterostichus melas</i>	GCS: 87,7011 (<0,0001)	GCS>EHN>EI> LITR>SC	MIN, (LBW), FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, EHN, EI	BI, T4, FL,	-; höchster HT: GCS	NN<650: 4,5089 (0,0337); <600: (Trend: 3,1925; 0,0740)
---------------------------	---------------------------	------------------------	--	-------------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die (sehr) geringen Stetigkeitswerte in Verbindung mit hohen Treue-Werten zeigen, dass unter den Waldhabitaten bevorzugt, aber nur relativ sporadisch das GC besiedelt wird, von regionalen Ausnahmen wie der Münchner Schotterebene abgesehen. Im Chi²-Verfahren ist das sekundäre GC die Einheit mit höchstem Testwert. Eine Bevorzugung bindiger Böden und tiefer Lagen ist signifikant. Das Vorhandensein und die Nutzung oberflächennaher Gänge wurden auf Acker-Erstaufforstungen tiefgründiger Lössböden im Tertiärhügelland auch selbst beobachtet. In der ISA werden - wohl wegen der geringen Stetigkeit - keine signifikanten Werte errechnet.

Konvolut aus Eichen- und Feuchtwäldern (FEUES)

(Halb)natürliche Eichen-Hainbuchenwälder feuchterer Standorte bzw. des Carpinion werden vegetationskundlich mittlerweile als Teil feuchter Edellaubwälder gesehen („Eschen-Hainbuchenwälder“, s.o.). Es ist daher sinnvoll, den gemeinsamen Artenpool der Eichen- und Auwälder zu betrachten, d.h. jene Arten, die ihren maximalen Chi²-Wert für dieses Aggregat erreichen. Arten, die ihren höchsten HT-Wert für das GC und ihren Chi²-Maximalwert für Eichen- und Feuchtwälder (*P. melanarius*, *Synuchus nivalis*) erzielen, sind im Abschnitt b) aufgeführt.

Limodromus assimilis ist nach übereinstimmender Literaturdarstellung eine hygrophile Waldart (Koch 1989, Hurka 1996, Marggi 1992, GAC 2009), die neben Au- und allgemein „Feuchtwäldern“ (sh. Abschnitt Auwald) auch generell in Laubwäldern auf „mullreichem Boden“ (Lindroth 1986) auftritt.

Nach Lindroth (1949) wird sie oft an „nassen, dunklen, oft sterilen Stellen unter Laub und Reisig“ gefunden, aber „scheint den Nadelwald zu meiden.“ Die Art präferiert mittlere Hygrophilie (Stufe 5 nach Alf (1990), Stufe 7 (von 8) bei Sustek (2003)). Nach Thiele (1964, 1967, in Lindroth 1986) zieht sie im Laborversuch eher trockene Bedingungen vor, und ist an feuchte Bedingungen über das Mikroklima gebunden. Eine Beschränkung auf Feuchtwälder wird in der Literatur nicht aufgeführt, das Vorkommen liegt eher in feuchten, nicht zu nassen Varianten (Hurka 1996, Marggi 1992, GAC 2009).

Baguette (1993) zufolge zieht sie in südbelgischen Wäldern Erlenauwälder vor. In den Niederlanden (Turin 2000) werden u.a. Wälder, aber auch andere Feuchthabitate besiedelt, unter den Wäldern v.a. Laubwälder wie an erster Stelle feuchte Erlen- und Weidenwälder, aber auch verschiedene Eichen-Mischwälder. In Großbritannien ist es eine Waldart, „oft in Gewässernähe“ (Luff 1998).

In den von Scheurig et al. (1996) untersuchten Buchen(misch)wäldern und Forsten trat sie nicht auf. Im Naturwaldreservat „Sommerberg“ des Neckarlandes mit Keuper-Pelosolen und Zweischichtböden trat sie abundant und hoch stetig auf, im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals hingegen nur einzeln, ebenso in einem der hoch gelegenen, Nadelbaum-geprägten des Nordschwarzwaldes, während sie in den übrigen Reservaten nicht gefunden wurde (Trautner et al. 1998). Auch Lamparski (1988) fand sie nicht in hochmontanen Bergmischwäldern und reinen Nadelbestockungen des Südschwarzwaldes, und auch in Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie nicht auf. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb war sie im Eichenreichen Luzulo-Fagetum sehr abundant und damit abundanter als im Kalkbuchenwald vertreten. Im Gebiet der Wutacht Schlucht (Kless 1961b) wurde sie an Ufern und im Auwald gefunden. Auch im Schönbuch ist sie „recht häufig in offenen Auwäldern auf mullartigem Boden“ und u.a. auch in „buschreichen Wiesen der Bachauen“, aber auch in „feuchten Buchenwäldern“, in Nadelforsten hingegen fast völlig fehlend (Baehr 1980). Müller (1983) fand sie abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg.

Sie ist makropter, aber Turin (2000) zufolge wahrscheinlich oft flugunfähig oder kein guter Flieger, während Luff (1998) sie als flugfähig bezeichnet. Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie in Jura und Keuper auf, ohne erkennbare Präferenz zwischen Windwürfen und Vergleichsbeständen, aber auffallend nur in den belassenen, nicht den geräumten Windwürfen. Nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie als Einzeltier auf der Brandfläche auf, nicht in den Vergleichsbeständen. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen trat sie teilweise auf (Vogel & Dunger 1991), überwiegend fehlte sie aber komplett (Mader 1986, Kielhorn 2004).

In feuchteren Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1991, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a) tritt sie mit hoher Stetigkeit auf. Lauterbach (1964) fand sie auch im Eichen-Hainbuchenwald des Westsauerlandes, in einem sekundären Bestand am Rand des Teutoburger Waldes war sie hingegen nicht vertreten, sondern nur im Feuchtwald desselben Gebietes (Rehage & Renner 1981). Falke et al. (2000a) stellten sie weniger abundant in der feuchten Variante eines Eichen-Hainbuchen-Hutewaldes als in der nicht so feuchten fest, aber abundanter als im terrestrischen Eichen-Wald auf Buchenstandort, wo sie auch nicht fehlte. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) und im 45jährigen Eichen-Birkenwald-Vergleichsbestand trat sie nicht auf, sondern nur (und dies abundant) im Erlen-Bachauwald. Lauterbach (1964) stellte sie im Westsauerland im Fichtenforst auf Kalk abundanter als im Eichen-Hainbuchenwald fest. Mehrere Autoren erwähnen, dass Nadelforste weitgehend gemieden werden (Lindroth 1949, Barndt 1976, Baehr 1980).

Heitjohann (1974) fand sie nur im Eichen-Buchen-Wald am Rand der Senne, nicht den Nadelbaum-geprägten Lebensräumen. In der Döberitzer Heide tritt sie auf feuchten Waldstellen auf (Beier & Korge 2001). Gersdorf (1937) nannte sie für Mecklenburg für Laubwälder, Auwälder und Brüche.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Varvara & Varvara 1991, Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie nur teilweise auf, möglicherweise bevorzugt jenen im Gewässer-Kontext (z.B. Sandor 2002). Sehr abundant war sie indes auch in einem Eichenwald der russischen Waldsteppenzone (Grechanichenko & Guseva 2000) vertreten. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) ist sie nur vereinzelt vertreten, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ganz fehlend.

Vielfach wird berichtet, dass die Art unter der Rinde von Totholz und Baumstubben gefunden wird (z.B. Lindroth 1986, Luff 1998).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig in den Eichen-Hainbuchenwäldern gefunden, und fast nur hier. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur vereinzelt auf, deutlich abundanter an einem Donau-Abschnitt mit an die Kiesbank angrenzendem Weichholzauwald. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig und abundant vertreten, mit Konzentration auf Bereiche mit Anschluss an Gehölzhabitate, und sehr abundant nur in einem Auwald-Rest.

<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES 245,4408 (<0,0001)	Eiche: AW>AB>LBW> ALNS>SAN; zusammen: AW>AB>ALN>L BW>ALNS	FH, LBW, MIN,WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, CRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, (BRU), OM: neg., SIWS, (FA), ADF, CARP, GC, SC, EHN, EI	F≥3: A, B>2, BA: (2), F3, TH>2, GR>100, S70	Schlucht, Eiche; Höchster HT: SAL/EF	NN <300: 45,7678 (<0,0001); >9°: 7,892 (0,0051)
-----------------------------	--------------------------------	--	---	--	--	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Das Konvolut aus Feucht- und natürlichen Eichenstandorten des Carpinion (FEUES) erreicht die höchsten χ^2 -Testwerte, und lediglich zu einer Feuchtigkeit von 3 (frisch) und höher besteht in Bezug auf das Schlüsselmerkmal Feuchte eine signifikante Affinität. Die Art präferiert gemäß der Testergebnisse ferner bessere Böden und Totholz, was ebenfalls in Einklang mit der Literatur ist. Möglicherweise ermöglicht das Vorhandensein feuchter Versteckplätze unter und im Totholz das Vorkommen in hydrologisch weniger optimalen Habitaten. Auch in der ISA errechnet sich wie in den χ^2 -Tests für eine relativ stark aggregierte Einheit (alle Auen-Habitate) der höchste Wert, wobei auch auf allen anderen Testebenen außer dem Habitattyp signifikante IndVal erreicht werden.

Pterostichus niger (sh. auch beim Auwald) bewohnt der Literatur zufolge v.a., aber nicht ausschließlich Wald (Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), denn die geforderte Beschattung kann auch durch dichte oder hohe krautige Vegetation gespendet werden (Lindroth 1949). Einige Quellen heben Bevorzugung von Laubwäldern, Humusreichtum und/oder höhere Feuchtigkeit hervor (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1949, Lindroth 1986, Hurka 1996). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in mesotrophen Laubwäldern, mit weiteren Haupt- und Nebenvorkommen in verschiedenen offenen Feuchthabitaten, einschließlich Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern der Tiefebene Nordwestdeutschlands tritt sie mit hoher Stetigkeit und meist in hoher Aktivitätsdichte auf (Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Falke et al. 2006a, Falke et al. 2006b, Klenner 1996), v.a. den feuchteren, fehlt aber in den von Rehage & Renner (1981) untersuchten, sekundären Ausprägungen auf Buchenstandorten. Lauterbach (1964) stellte sie im Westsauerland in allen Wald- und Forsttypen auf Kalk wie Sandstein fest, am relativ abundantesten im Eichen-Birkenwald und nur wenig abundant im Eichen-Hainbuchenwald. Im Westerwald (Steinweger 2004) trat sie in allen vier Vergleichsbeständen abundant auf. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) war sie in allen Phasen mäßig abundant vertreten, am relativ stärksten im 20jährigen Eichen-Birkenwald.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern v.a. in montanen, besser basenversorgten Buchenwäldern, aber auch der höchst gelegenen, hochmontanen und bodensauren Fläche. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb war es die abundanteste Art im bodensauren Eichen-Buchen-Bestand und damit deutlich individuenreicher als im Kalk-Buchenwald, in dem sie aber ebenfalls abundant auftrat. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie nur auf einigen Auenwiesen und einem nordexponierten Fichtenforst.

Im Schönbuch ist sie hingegen weit verbreitet und erreicht maximale Abundanzen auf „feuchten, buschreichen Lichtungen“ sowie im Birken-Bruchwald und auf lehmigen, dicht bewachsenen Weideflächen, ferner auf „Feuchtstellen im offenen Buchenwald“, deutlich weniger in Fichtenforsten auftretend (Baehr 1980). In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) fehlt sie in den Varianten der collinen Stufe und ist in den montanen Niederwäldern aus Eiche und Hasel vertreten. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes nicht. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie am abundantesten und stetigsten im Eichen-Hainbuchenwald des Bannwaldes „Sommerberg“ (Trautner et al. 1998) auf tonigem Keuper auf, ebenfalls im Eichen-Hainbuchenwald der Rheinebene, weniger im Buchenmischwald des Südschwarzwaldes, im hoch gelegenen, nadelbaumreichen Reservat nur ganz vereinzelt (nur in einem sehr feuchten Probekreis) und in den hoch gelegenen Nadelbaumdominierten Reservaten des Nordschwarzwaldes ganz fehlend. Auch Müller (1983) fand sie mäßig abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg.

Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) tritt sie in allen untersuchten Lebensräumen einschließlich Kahlschlägen und alten Steinbrüchen auf, etwas wenig stetig im Buchenwald, und abundant nur in Aspen-Wäldern und einem Kalksteinbruch. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie in allen Probeflächen vertreten, meist abundant, und insgesamt die zweithäufigste Art der Untersuchung. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit dominierender Buche (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) fehlt sie in jenem auf Muschelkalk, ist in den übrigen abundant und erreicht die relativ höchste Abundanz in einem der Reservate auf Buntsandstein. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet kommt sie vereinzelt und z.T. mäßig abundant in Hangwäldern (Schaffrath 1999) oder in Bachauenhabitaten (Fritze 2013) vor. Im Reinhardswald (Schaffrath 2001) ist sie verbreitet. In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) trat sie mäßig abundant auf Kalk und abundant auf Sandstein auf, in einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) fehlte sie. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) die Art einzeln in Kiefern- und mäßig abundant und stetig in Fichtenforsten.

Sie ist zwar makropter, aber wahrscheinlich überwiegend oder sogar z.T. vollständig flugunfähig (Luff 1998, Turin 2000). Auf Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) ist sie stetig und abundant in allen drei untersuchten Wuchsgebieten vertreten, in den Vergleichsbeständen fehlt sie z.T. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) ist sie auf der Waldbrandfläche abundant vertreten und abundanter als in den meisten Vergleichsbeständen. Nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide war sie sowohl auf der Brand- als auch der Kontrollfläche mäßig abundant vertreten (Winter 1980). Auf einer rheinländischen Waldbrandfläche trat sie nicht auf, sondern nur in der Vergleichsfläche und im Übergangsbereich (Kolbe 1981). Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997).

Rink (1991) fand sie abundant und stetig in Berliner Kiefernforsten. In den Pionierwald- und Gehölz-Biotopen einer Trümmerschutt-Deponie in Berliner Grunewald (Gospodar 1981) trat sie abundant in allen Typen auf, einschließlich der Lichtungen, aber ohne die ganz offene Fläche einer ehemaligen Sandgrube.

Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nicht-nasse, saure Wälder mit ausgeprägtem Auflagehumus (Moder) bevorzugt. Für Frankreich gibt du Chatenet (2005) „große Wälder“ als Habitat an. In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag (jedoch nicht signifikant) abundanter als davor (Richard & Gosselin 2005). Die Funde der Art in der Schweiz (Luka et al. 2009) und im westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) sind auf colline und montane Stufe beschränkt. Das Habitat, in dem die Art in Skandinavien „am häufigsten“ auftritt, ist „mäßig feuchter, dichter Laub- oder Mischwald mit +- ausgeprägter Humusbeimischung der Erde“, „schattige Ufer, namentlich unter *Alnus glutinosa*“, ferner aber auch Kulturhabitate wie Gärten und Parks (Lindroth 1949).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit hoher Stetigkeit auf, dabei stetiger in den beiden älteren Phasen. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) ist die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz in allen Varianten vertreten, jedoch mit geringerer Abundanz in den versauernd behandelten. Im Vergleich mit einem Windwurf im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) sind die Abundanzen im intakten Kontrollbestand durchgehend deutlich höher.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) kommt sie nur in jenen im ungarischen Becken vor, und dies stetig, aber nur mäßig abundant. In rumänischen Eichen- und Hainbuchen-Lindenwäldern (Varvara & Varvara 1991) ist sie mit hoher Stetigkeit vertreten. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie relativ stetig auf, deutlich stetiger in basenreichen als in bodensauren, sehr stetig im Abietetum, im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) hingegen fehlend.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt sie nur stellenweise vor, u.a. auf lehmigeren Standorten, sowie in einer Kiesgrube (Plachter 1983).

<i>Pterostichus niger</i>	FEUES: 31,3550 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> WS>LITR> CARP>LBW> EHN; <u>zusammen:</u> WS>AB>STA> CPI>LITR	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI, SIWS, SIES, FA, BB, HF, KIE, CPI, BRAS, WBF, SO: neg., AB, AW, ALN, ALNS, STA, CEA, (SAN), (BRUS), (BRSl), (BRU), OM: neg.	(Bl), FL, F: 4, S	Schlucht, Buche, Kiefer, Au; Höchster HT: STA	NN<600: 17,9868 (>0,0001)
---------------------------	--------------------------------	--	--	-------------------	--	---------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der maximale Affinitätswert für Feucht- und Eichenwälder (FEUES) ist nicht sehr hoch, und so unterschiedliche Einheiten wie Au- und Bruchwälder und Stellario-Alnetum (STA) auf der einen und Flechten-Kiefernwälder (CPI) auf der anderen führen die Tests an, obwohl die Art durchaus nicht in allen Waldtypen verbreitet ist. Vorkommen der eher hygrophilen, aber nicht extrem nässepräferenten Art (bestätigt auch durch Testergebnis) sowohl in Feuchtwäldern (z.B. im Bruchwald) als auch sehr verbreitet z.B. in polnischen Sand-Kiefernwäldern unterstreichen, dass die Art regelmäßig beide Teile dieser „zweiteiligen“ Nische nutzt.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (GC)

(sortiert in absteigender Reihenfolge nach Testwert für das GC)

Abax parallelus ist der Literatur zufolge eine Waldart, kommt nach GAC (2009) aber wie *A. carinatus* auch auf Trockenrasen u.ä. Kulturland vor. GAC (2009) listet mesophile, aber auch montane Wälder, Auwälder und lichte/trockenwarme Wälder als Lebensraum. Koch (1989) führt feuchte Wälder, v.a. „Fagetalia“ und „Querco-Carpineten“ sowie Auwälder, aber auch Waldränder, Gärten und Trockenhänge auf.

Nach Aßmann (1994) ist sie in Nordwestdeutschland ein Bewohner „feuchter Laubwälder auf lehmigen Böden (Querco-Carpinetum, Pruno-Fraxinetum), der im Hügel- und Bergland vorwiegend Wälder auf Kalk besiedelt“ und ein „ausgeprägtes Feuchtigkeitsbedürfnis“ aufweist. Aßmann (1995) spricht sogar regional von einer Bindung, denn ihm zufolge zeichnet die Art sich „durch eine Bindung an feuchte, lehmige Waldböden aus, die im Weser-Ems-Gebiet fast nur in Stellario-Carpineten vorkommen.“ Allerdings stellten Ant et al. (1984) sie in einem historisch alten Waldgebiet auf überwiegend wechselfeuchten Lössstandorten am Niederrhein ebenso stetig und abundant in den Waldmeister-Buchenwäldern wie den Eichen-Hainbuchenwäldern fest; höhere Abundanzen erreichte sie auf Probestellen höheren pH-Wertes (Ant et al.1984). Auch Dülge (1992) fand sie auf der Geest sowohl in einem der Eichen-Hainbuchenwälder wie einem der „Fago-Querceten“.

In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) tritt sie nur teilweise auf, so im Hasbruch (Janßen 1992) und einem früheren Hutewaldgebiete (Vossel & Aßmann 1995), beides historisch alten Wäldern auf eher feuchten Standorten. Lauterbach (1965) zufolge hat die Art „einen eindeutigen Schwerpunkt im Eichen-Hainbuchenwald“ des Sauerlandes; er fand sie (Lauterbach (1964) im Westsauerland in allen untersuchten Probestellen, auf Kalk wie auf Sandstein und in Buchen-, Eichen-Birkenwald und Fichtenforst, aber in höchster Abundanz eben im Eichen-Hainbuchenwald. In einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) trat sie abundant auf. Steinweger (2004) beobachtete sie im Westerwald sowohl im Buchen-, Fichten-Buchen und „Sukzessionsbestand“ (aufgelichtetem Verjüngungsbestand), jeweils in geringen Abundanzen, nicht im Fichtenforst. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) war sie in allen Phasen vertreten, aber durchgehend nur wenig abundant.

Im Reinhardswald kommt sie vor (Adeli 1964), wurde aber offenbar in neuerer Zeit (Schaffrath 2001) nicht mehr gefunden. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtnner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie nur im Reservat des Muschelkalks in Einzeltieren auf, und fehlte in jenen auf Basalt und Buntsandstein. Auch im Edersee-Gebiet trat sie nicht auf (Schaffrath 1999).

Im NP Hainich (Brüggemann 2008) ist die Art auf den verschiedenen Probeflächen verbreitet und erreicht (u.a.) auf den Eichen-Hainbuchenwald-Flächen, höhere Abundanzen, fehlt aber beispielsweise auch in einer GC-Fläche mit Elsbeere ganz und erreicht ferner auch in einigen Probeflächen des Hordelymo-Fagetum höhere Aktivitätsdichten; in mehreren Probeflächen des Luzulo-Fagetums fehlt die Art hingegen. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) ist sie mäßig abundant in der geschlossenen und mäßig aufgelichteten Waldflächen vertreten, in der stark aufgelichteten nur als Einzeltier. In der Sächsischen Schweiz fand Krause (1974) die Art an „feuchten Laubwald mit gut entwickelter Kraut- und Grasschicht“ gebunden, „nicht im Nadelwald.“ In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) ist sie abundant und stetig vertreten. In Fichtenforsten bei Tharandt (Geiler 1974) auf Staublehmen [Lösslehmen?] fehlt die Art vollständig.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern in fast allen der untersuchten Buchenmischwälder und Forsten, außer einem (hoch)montanen Vaccinio-Abietetum des Nordschwarzwaldes und einem montanen AF des Jura; auch im Kiefernforst auf LF-Standort und einem hochmontanen LF des Südschwarzwaldes trat sie auf. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten war sie hingegen auf die Eichen-Hainbuchenwälder (hier extrem abundant im SC des Oberrheintals wie im Reservat auf tonigem Keuper) und den montanen Buchenmischwald des Südschwarzwaldes beschränkt, in den Nadelholz-geprägten, hoch gelegenen Reservaten des Süd- wie des Nordschwarzwaldes fehlend. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den hochmontanen, reinen Nadelbestockungen. In hochmontanen Wäldern und offenen, Kälte-geprägten Habitaten des Südschwarzwaldes (Molenda 1989) trat sie nicht auf. Rausch (1993b) fand sie allerdings im Grindenschwarzwald auf einer Misse mit führender Tanne. In bodensauren, collinen bis montanen Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) ist sie stetig in allen Varianten vertreten. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie in Au- und Lindenwäldern, aber u.a. auch in nordexponierten Fichtenforsten. Im Schönbuch ist es nach *A. parallelepipedus* die zweithäufigste Laufkäfer-Art und wurde in größter Abundanz in älteren Fichtenforsten und „feuchteren Buchenwäldern“ gefunden, „recht selten“ hingegen in trockeneren Buchen-Eichenwäldern, ferner zahlreich in Jungbeständen, auf feuchten Lichtungen und an „buschreichen Waldrändern“, sowie auch in Kiefernforsten, in Auwäldern und Feuchtwiesen, „außer an sehr feuchten Stellen“ (Baehr 1980). In Offenland-Biotope dringt er weniger weit ein als *A. parallelepipedus* (Baehr 1980). Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art nur in Wacholderheide und auf einem Acker (beides in mäßiger Aktivitätsdichte), nicht jedoch in Buchenwald oder moosreichem Fichtenforst. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb trat sie sehr abundant im Eichen-reichen LF, und abundant im Kalkbuchenwald auf. Müller (1983) stellte sie sehr abundant im ausgedehnten Eichenwaldgebiet des Freiburger Mooswaldes fest.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie im Jura nur auf der Windwurf-Fläche, sonst weniger abundant auf den Windwurf-Flächen auf. Auf Waldbrand-Flächen im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) und Rheinland (Kolbe 1981) war sie nur in Einzeltieren vertreten, in den Vergleichsbeständen ebenfalls nur wenig abundant. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des

Rheinlandes trat die Art neben dem ursprünglichen Wald auch in den älteren, „waldartigen Aufforstungen“, nicht aber den jungen Aufforstungen und den frischen Kippenstandorten auf (Neumann 1971b).

Turin (2000) stellte in den Niederlanden höchste Präsenz und Abundanz in den Eichenwald-Typen fest, zuvorderst im Eichen-Hainbuchenwald, gefolgt von Eichen-Buchen- (hier am stetigsten bei Turin et al. 1991) und Eichen-Birkenwald (regional v.a. solchem mit dichtem Adlerfarn). Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nicht zu nasse, basenreiche Wälder mit günstiger Humusform bevorzugt. In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag nur geringfügig (und nicht signifikant) weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005).

In der Schweiz gehen die Verbreitungspunkte (Marggi 1992) über die Verbreitung von Eichenmischwäldern (Mühletaler et al. 2008) hinaus, zeigen aber insgesamt eine Häufung im Verbreitungsgebiet der Hainbuche (Stamm 1938).

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Vorkommen als meist in Buchen- und Eichenwäldern, häufiger in Eichen-Hainbuchen- und auch Auwäldern, auf sandigen Standorten der ungarischen Tiefebene hingegen weitgehend fehlend, und im Vergleich hygrophiler als *A. carinatus*. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie mäßig abundant bis extrem abundant und stetig auf, seltener (z.B. Sandor 2002) nur in geringer Abundanz. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mit mäßiger Abundanz und Stetigkeit auf, auch im Abietetum, im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) hingegen fehlend. Apfelbeck (1904) beschreibt sie als in Kroatien „häufig“.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, kommt aber auch in den Kiefernforsten auf Kalk vor, während sie im Offenland vollständig fehlt.

<i>Abax parallelus</i>	MIN: 152,4986 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> LITR>EI>EHN> LBW>FEUES; <u>zusammen:</u> LITR>EI>EHN> CARP>LBW	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, SC, EHN, EI, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF, BUST, S+B, BUS1: neg., (LF: neg.), BB, AF, HF, (AB), AW, ALN, ALNS, PRF, (CRF), CEA: (neg.), OWG: (neg.), NMO: neg., BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: neg., OM: neg.	BI, T45, FL,	Schlucht, Buche, Au; Höchster HT: GC	NN<750: 130,6353 (<0,0001); <600: 142,3093 (>0,0001)
------------------------	----------------------------	---	---	--------------	---	--

Zsf. Kongruenz Literatur	<	<	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

In den vorliegenden Aufnahmen erreicht die Art eine hohe Stetigkeit und recht hohe Treue-Werte für Eichenwälder des Carpinion (incl. sekundärer Ausprägungen), von 20% (Vorkommen) bzw. 28% (Ind.). Das stete Auftreten beispielsweise im Waldmeister-Buchenwald (s.o.) zeigt jedoch, dass keine Bindung an ersteren Lebensraum besteht. Die ISA wirft die Art mit knapp signifikantem Wert als CA für das Carpinion aus, höchster ISA-Wert insgesamt wird aber für lichte und trockene Wälder (LITR) erzielt. Im Chi²-Verfahren ist eine Bevorzugung für die unspezifische Gruppe der Wälder auf mineralischen Standorten am höchsten. Auch Bevorzugung bindiger Böden und tiefer gelegener Lagen sind signifikant, die Beziehung zu bindigem Boden aber weniger eng als bei *A. carinatus* (vgl. Abb. A.4.3.), was mit der weiter entwickelten Brutbiologie erklärbar ist (Edinger 2012, vgl. bei *A. carinatus*). Eichen-Bestockungen stehen an dritter Stelle der höchsten erreichten Chi²-Werte dieser

Art, und das GC ist der HT mit insgesamt dem höchsten Testwert, was eine Affinität zum GC also durchaus auch für bayerische Verhältnisse bestätigt.

Molops piceus ist wie *M. elatus* ein Vertreter der artenreichen, vor allem balkanisch verbreiteten (Mlynar 1977), insgesamt rein europäischen Gattung *Molops*. In der Schweiz ist sie ein Bewohner der „Bodenstreu der Laubmischwälder“ der kollinen bis montanen Stufe, die vereinzelt bis zur oberen Waldgrenze vordringt (Marggi 1992). Anders als viele andere Waldarten (s.o.) geht sie also auch im Alpenraum offenbar nicht über die Waldgrenze hinaus. Horion (1941) zufolge bevorzugt sie „Gebirgswälder, ist aber nicht so ausgesprochen montan wie *elatus*.“ Sie erreicht im nördlichen Mitteleuropa den Nordrand ihrer Verbreitung, und ist hier eine stenöke Art alter Laubwälder (Desender et al. 1995) frischer Standorte (Derenne 1957), und zumindest in Flandern rückläufig (Desender et al. 1995).

In Nordwestfalen kommt die Art v.a. im Berg- und Hügelland und z.T. über die Flusstäler in tiefere Lagen ausstrahlend vor; kalkhaltiger Boden wird bevorzugt, Sandstandorte gemieden, und „mehr Feuchtigkeit und Schatten gefordert“ als von *M. elatus*. Gleichwohl „findet sie sich weniger im tiefen Waldschatten als an Waldrändern, auf Lichtungen, in Tälern, Steinbrüchen“ und auch auf „etwas feuchten Gebirgswiesen“ (Barner 1954). Im Süderbergland wurde die Art sowohl in Buchen- als auch Buchen-Fichten-Misch- als auch reinen Fichtenbeständen gefunden (Lauterbach 1964, Steinweger 2004), im Westsauerland (Lauterbach 1964) ganz bevorzugt auf Kalk, aber auch auf sauren Ausgangsgesteinen. In einem kalkreichen Schluchtwald des Westsauerlandes trat sie abundant auf. Im sekundären Eichen-Hainbuchenwald am Rand des Teutoburger Waldes (Rehage & Renner 1981) kommt sie vor, in einem solchen Bestand des Westsauerlandes (Lauterbach 1964) fehlt sie, ebenso wie in den feuchten Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b). In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) ist sie in Einzeltieren in allen Varianten vertreten. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) fehlte sie in allen Stadien und im Birken-Eichen-Vergleichsbestand, trat aber im montanen Hasel-Niederwald (Kolbe 1970) als Einzeltier in Erscheinung.

Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) ist sie in den meisten untersuchten Habitaten stetig vertreten, auch den Kahlschlägen und Pionierwäldern, aber nicht im bodensauren Buchenwald, im feuchten Eichen-Hainbuchenwald und weniger als *M. elatus* auch in offenen Habitaten wie alten Kalksteinbrüchen. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie besonders im Reservat auf Muschelkalk sehr abundant präsent, ebenfalls abundant auf Basalt, hingegen nur einzeln bis mäßig abundant auf Buntsandstein. Im Edersee-Gebiet fand Schaffrath (1999) nur ein Einzeltier, im Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlt sie. In sächsischen Schluchtwäldern auf Kalk wie auf Basalt (Krause 1995) trat sie abundant auf. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) sie nicht.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in Buchen- und Tannen-Buchenwäldern unterschiedlicher Geologie und Höhenlage. Im Schönbuch ist sie in allen Waldtypen außer den zu trockenen vertreten, ferner z.T. auf Feuchtwiesen außerhalb des Waldes, da sie (in diesem Gebiet) „lediglich ein gewisses Maß an Feuchtigkeit und Beschattung“ fordert (Baehr 1980). Baehr (1980) bezeichnet sie ferner als kalkpräferent, doch bezieht sich dies wohl nicht auf den Schönbuch. In zwei Laubwäldern des Jura bei Ulm (Jans 1987) trat sie abundant auf, wesentlich abundanter allerdings im Eichen-dominierten, bodensauren Bestand denn im Buchenwald auf Kalk. Im Gebiet der Wutachschlucht trat sie in nord- wie südexponierten Schluchtwäldern, in Lindenwäldern, Buchenwäldern und Nadelforsten auf (Kless 1961b). Müller (1983) fand sie abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) ist sie im submontanen Eichen- und im montanen Hasel-Niederwald in der „Schattenphase“ vertreten. In den meisten der von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten tritt sie hoch stetig und abundant auf, so den Wäldern des Carpinion und den Bergmischwäldern, in den hochmontanen, Nadelholz-geprägten hingegen fehlend oder auf die Buchen-reichen Teile und Lichtungen beschränkt, d.h. die reinen Nadelbestände meidend. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) trat sie vereinzelt in blockreichen Mischwäldern und auf einem hochmontanen Borstgrasrasen auf. In den Missen des Grindenschwarzwaldes fand Rausch (1993b) sie nicht. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den reinen Nadelbestockungen.

Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat die Art nur im ursprünglichen Wald, nicht hingegen auch den älteren, „waldartigen Aufforstungen“, den jungen Aufforstungen und den frischen Kippenstandorten auf (Neumann 1971b). Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie abundanter auf als auf den Vergleichsflächen. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie auf, jedoch tendenziell abundanter und stetiger in den Vergleichsbeständen.

In rumänischen Eichen- und Hainbuchen-Lindenwäldern (Varvara & Varvara 1991) und ungarischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000) tritt sie regelmäßig auf. In Tschechien und Slowakei ist sie „in Wäldern im Berg- bis zum Flachland sehr häufig“ (Hurka 1996), scheint aber in manchen Landesteilen v.a. etwas höhere Lagen zu bevorzugen. Nenadal (1984) fand sie bei einer Untersuchung im Osten Tschechiens beispielsweise nur im „Abieti-Fagetum“, nicht im „Fraxino-Alnetum“, Kleinert (1983) in Wäldern des Tieflandes der östlichen Slowakei ebenfalls nicht, und auch Sustek (1983a) nicht in Eichen-Hainbuchenwäldern der Slowakei. Sustek (1994) stellte sie in der montanen Stufe der Kleinen Karpaten sowohl im Eichen-Buchen- wie im reinen Buchenbestand fest. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Eichen-reichen Waldmeister-Buchenwald (Sustek 1984) trat sie mäßig stetig und abundant auf, in den angrenzenden Kahlschlag nur randlich eindringend. Sustek & Zuffa (1986) beobachteten sie stetig in Buchen-Bergahorn-Beständen der Westkarpaten. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie stetig und meist mäßig abundant auf, deutlich stetiger in basenreichen, auch im Abietetum, im subalpinen Fichtenwald (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) hingegen fehlend.

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie nur in tiefsten Stufe (830 m NN) im Laub(misch)wald auf, in den höheren Stufen komplett fehlend. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur in einer „Waldverpflanzung“ im Wege des Autobahnbaus gefunden, nicht den normalen Eichen-Hainbuchenwäldern.

<i>Molops piceus</i> _SUM	LBW: 140,8593 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> EI>MIN>CARP >GC>EHN; <u>zusammen:</u> EI>MIN>CARP >EHN>S+B	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, EI, S+B, SIWS, SIES, FA, QT, ADF, BUST, S+B, (LF),BB,AF,HF	BI, T45, FL, S	Schlucht, Buche, (Au); Höchster HT: GC	NN<600: 32,2073 (>0,0001)
---------------------------	-------------------------	---	---	----------------	---	---------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Habitateinstufung durch die Chi²-Werte als Laubwald-Art ohne sehr speziellen Bezug zu vegetationskundlich definierten Einheiten steht in Einklang mit der Literatur. Das GC erreicht den höchsten HT-Testwert der Art, was mit einer in der Literatur genannten Bevorzugung frischer, basenreicherer Standorte gemäßigter Lagen übereinstimmt. Es besteht eine Affinität eher zu wärmeren Lagen, die Art ist in Bayern nicht montan verbreitet. Eigene Beobachtungen im Genist und auf Pflanzen kletternd an der Mittleren Isar beim Pfingsthochwasser 1999 sprechen für einen zumindest möglichen Transport mit dem Wasser auch in tiefe Lagen bei Hochwässern, so dass die Art trotz Flugunfähigkeit eine gewisse Ausbreitungsfähigkeit besitzen dürfte.

Pterostichus melanarius gilt vielfach als extrem euryöke Art ohne weiteren Spezifizierungen zum Habitat (z.B. GAC 2009). Sie kann auf lehmigen Äckern sehr hohe Siedlungsdichten erreichen (z.B. Weber 1983) und wird wohl u.a. deswegen vielfach als „Offenland-Art“ eingestuft. In der Literatur findet aber auch ein regelmäßiges Vorkommen in Wäldern (Hurka 1996), speziell auch in lichten Wäldern (Lindroth 1986) seinen Niederschlag. Koch (1989) beschreibt die Präferenz als hygrophil und dichte Vegetation bevorzugend, u.a. lehmige Trockenrasen, Flussauen, verschiedene Kulturbiotope, aber auch Waldränder und Hecken. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt vorkommen für Berlin in „Frischwiesen und –weiden“, mit weiterem Hauptvorkommen in Ackerunkrautfuren, verschiedenen Nebenvorkommen u.a. in „ausdauernden Ruderaluren“ und verschiedenen offenen Feuchthabitaten sowie allen der drei unterschiedenen Waldtypen.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) kommt sie stetig in den verschiedenen Ausprägungen vor, v.a. auch den feuchten. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie wenig abundant nur im geschlossenen Bestand auf und fehlte in den aufgelichteten Bereichen. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) ist sie sehr stetig und meist zumindest mäßig abundant über alle untersuchten Lebensräume verbreitet, u.a. auch die Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder, im bodensauren Buchenwald hingegen z.T. fehlend, und besonders abundant in jungen Aspenwäldern. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie in jenem auf Muschelkalk abundant und auf Basalt ebenfalls mäßig abundant auf, fehlt aber in den beiden auf Buntsandstein. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) wurde sie nur im Gewässer-Kontext gefunden. Im Reinhardswald (Schaffrath 2001) und im Kranichstein-Waldgebiet (Rausch & Petrak 2011) ist sie verbreitet. In einem sauerländischen Waldgebiet (Lauterbach 1964) trat sie am abundantesten in einer Fichtenschonung auf Kalk auf, ebenfalls zahlreich im Eichen-Hainbuchenwald und Kalkbuchenwald, im bodensauren Buchenwald deutlich weniger abundant und im Fichtenforst-Altbestand auf Kalk fehlend. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie stetig und z.T. auch mäßig abundant vertreten.

In der Döberitzer Heide ist die Art „mehrfach nachgewiesen“ worden, v.a. auf etwas feuchteren Flächen (Beier & Korge 2001); in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet. Gersdorf (1937) nannte sie für Mecklenburg neben Kulturhabitaten für Buchen-, Au- sowie Kiefernwälder, nicht aber für Heidekiefernwald. In der Senne fehlt sie in den von Heitjohann (1974) und Kaiser (2007) untersuchten Lebensräumen auf Sand, und wurde auch nach Renner (2011) bisher nur im angrenzenden Lipper Wald gefunden. In den Pionierwald- und Gehölz-Biotopen einer Trümmerschutt-Deponie in Berliner Grunewald (Gospodar 1981) ist sie in allen Bestandstypen mit Stickstoff-sammelnden Baumarten (Robinie, Grauerle) vertreten. Auf der Pfaueninsel Berlins (Barndt 1981) trat sie v.a. im nassen Flutrasen, Erlen-Bruchwald und bereits weniger im nassen Pruno-Fraxinetum auf.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern nur in einem Kalkbuchenwald und einem hochmontanen, bodensauren Buchenwald. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten war sie im Eichen-Hainbuchenwald auf Keupertonen am abundantesten, und hier sehr stetig vertreten, gefolgt von einem Buchenmischwaldgebiet des Schwarzwalds und Eichen-Hainbuchenwald-Gebiet der Rheinaue, und auch im hochmontanen, Nadelbaum-geprägten Reservat des Südschwarzwalde nicht fehlend, anders als den beiden hoch gelegenen und Nadelbaum-dominierten Reservaten im Nordschwarzwald. Im Schönbuch tritt sie v.a. auf staunassen, lehmigen, lichten Stellen des Buchenwaldes in hohen Aktivitätsdichten auf (Baehr 1980). In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern der Schwäbischen Alb war sie deutlich abundanter im Eichen-dominierten, bodensauren Bestand als im Kalkbuchenwald vertreten, wo sie aber auch nicht nur in Einzeltieren auftrat. Müller (1983) fand sie mäßig abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie neben zahlreichem Vorkommen auf Kulturland v.a. im Auwald und auf Auenwiesen, ferner an Lehmhängen, im nordexponierten Schluchtwald und in Lindenwäldern. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) war sie im submontanen Eichen- und im montanen Hasel-Niederwald in der „Schattenphase“ vertreten, ohne eine Präferenz für die Flächen am Waldrand zu zeigen, und fehlte in den collinen Beständen. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwalde, nicht hingegen in den hochmontanen, reinen Nadelbestockungen. Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie häufiger auf als in den stehenden Vergleichsbeständen, in denen sie z.T. fehlte. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie nicht auf, sondern ausschließlich als Einzeltier in der Vergleichsfläche eines Eichen-Buchen-Altbestandes.

Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) trat die Art signifikant häufiger im AF auf. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie geringer Abundanz und Stetigkeit auf, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlt sie.

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als Auwälder sowie in nassen Wiesen und auf landwirtschaftlichen Flächen, und im Bereich der ungarischen Tiefebene insbesondere in nassen Lebensräumen wie nassen Eichen-Hainbuchen- und Traubeneichenwäldern. In Arbeiten aus

osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002, Varvara & Varvara 1991) tritt sie nur mäßig stetig und in aller Regel wenig abundant auf. In Norditalien (Brandmayr & Brunello Zanitti 1982) lebt sie eher in Au- als in Eichen-Hainbuchenwäldern. In den Wäldern der Waldsteppenzone fanden Arnoldi & Ghilarov (1963) sie im Steppenwald, nicht jedoch in der offenen Steppe und auf Waldwiesen.

Im nördlichen Nordamerika, wo die Art eingeschleppt wurde und eingebürgert ist, tritt sie neben synanthropen Vorkommen (Äcker usw.) auch in „lichten Wäldern“ auf (Lindroth 1961-1969). In Quebec fand sie sich sogar mit 100% Stetigkeit in allen neun von Levesque et al. (1976) untersuchten Waldhabitaten.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit gewisser Stetigkeit (16%) über alle Entwicklungsphasen auf, dabei mit etwas geringerer Stetigkeit in den Jungbeständen. Auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) trat sie nur einzeln und als Einzeltier auf, ebenso wie in den Vergleichsflächen. In den Beständen eines Dünge- und Versauerungsversuchs im Kiefernwald (Skłodowski 1995) fehlt sie.

Die Art tritt regelmäßig und auch in hoher Abundanz in Überflutungsaunen auf (z.B. Späh 1977, Pentermann 1989, Lik 2010, Schanowski et al. 2009). Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nasse, eutrophe Weiden-Auwälder bevorzugt. Mletzko (1972) bezeichnet die Art als typisch für den Hartholzauwald der Elsteraue, sie trat hier auch an der feuchtesten Stelle auf, bei „trockenen Verhältnissen“ jedoch in höherer Abundanz und als dominante Art. Auch Tietze (1966b) fing sie - als dritthäufigste Art - im Hartholzauwald bei Halle, ebenso Obrtel (1971b) in einem mährischen Hartholzauwald. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz in Weich- wie Hartholzauwäldern auf, ohne erkennbare Präferenz für einen der beiden Typen. In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen Donau (Szel et al. 2005) fand sich die Art in allen drei Varianten und mit relativ höchster Abundanz in der mittleren Variante. Auf lehmigen und schluffigen Äckern des Kraichgaus (Spies 1998) bevorzugte die Art die relativ feuchteren Standorte. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf, über alle Feuchtestufen hinweg hochstetig und abundant. Obrtel (1972) fand sie abundant in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998) kommt sie v.a. in den alten Haiden und Haiden-Wiederherstellungsversuchen, sowie auch auf Äckern vor, z.T. auch im Verpflanzungsversuch eines Waldes (Lang & Fischer-Leipold 2003) und als Einzeltier im NWR „Fasanerie“ (Schuon 1994), in den meisten der dortigen Eichen-Hainbuchenwälder jedoch fehlend. Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie sehr stetig und abundant vertreten.

<i>Pterostichus melanarius</i>	FEUES: 134,5277 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> CARP>EHN>EI >GC>LBW; <u>Au/Bruch:</u> AW>AB>LBW> SAN>WHI; <u>zusammen:</u> CARP>AW> EHN>EI>AB	WS, MIN, LBW, LH: neg., FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, (FRU), PRF, CRF, EF, (STA), WHI, SAN, OM: neg.	BI, T45, FL, S	Au; Höchster HT: GC	NN<600: 11,9399 (0,0005)
--------------------------------	---------------------------------	---	--	----------------	------------------------	--------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Stetigkeit im GC ist relativ hoch, die Treue für das GC nur mäßig hoch, die Treue für Eichenbestockungen allgemein schon höher. Im Chi²-Verfahren ergibt das Konvolut aus Feucht- und Carpinion-Standorten den höchsten Wert, höchster HT ist das GC. Obwohl die Art als sehr ubiquitärer Kulturfolger gilt, zeigt bereits die Literatur, dass sie auch in intakten Auen und lichten Laubwäldern

auftreten kann, und so ist der höchste Chi^2 -Testwert innerhalb der untersuchten, naturnahen Wald- und Offenland-Biotope sehr plausibel. Bindige Böden werden laut Literatur wie auch den Tests bevorzugt. Neben ihrem Vorkommen in Kulturhabitaten ist die Art eine sehr stete Art insbesondere des Eichen-Hainbuchenwaldes und Auwaldes.

Carabus nemoralis ist der Literatur zufolge ein euryöker (Laub)wald-Bewohner (GAC 2009) des Flach- und Hügellandes und in Nadelforsten seltener (z.B. Baehr 1980, Gebert 2006). Turin et al. (2003) führen an, dass in Mitteleuropa lichte bis schattige Wälder als Habitat dienen. Humusreiche Böden werden bevorzugt, verschiedene Bodentypen und Waldformen verbreitet besiedelt und nur Sand- und Torfböden gemieden (Turin 2000, Turin et al. 2003). Barner (1937) beschreibt für das nördliche Westfalen auch Vorkommen im Offenland und vermerkt, dass die Art „nur selten im schattigen Walde“ auftritt. Nüssler & Grämer (1966) geben für Ostsachsen an, die Art meide „zu trockene Plätze.“ Gebert (2006) beschreibt sie für Sachsen als häufigsten Gattungsvertreter und Art der Laub- und Mischwälder sowie Heiden, von der Ebene bis in Hochlagen der Mittelgebirge, oft in Saumstrukturen, auch in Parks und Gärten, in Nadelwäldern hingegen seltener. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit weiterem Hauptvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten und Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ sowie „ausdauernden Ruderalfluren“ und Ackerunkrautfluren. In Schleswig-Holstein werden lehmige Standorte präferiert, einen silvicolen Charakter [d.h. Beschränkung auf Wald] verneinen Irmeler & Gürlich (2004).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands tritt sie auf, ohne zu den dominanteren Arten zu gehören (Janßen 1992, Klenner 1996), außer auf nicht-hydromorphen Standorten, wo sie relativ abundanter ist (z.B. Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981, Falke et al. 2000a). Lauterbach (1964) fand sie in allen der von ihm untersuchten sauerländischen Wald- und Forstbeständen, am abundantesten im Eichen-Hainbuchenwald. Steinweger (2004) stellte sie im Süderbergland ebenfalls in allen vier Beständen fest, wenn auch nur mäßig abundant, noch am relativ abundantesten im Buchenwald. Fuhrmann (2007) fand sie sehr stetig in den verschiedenen Stadien eines Siegerländer Hauberges auftretend. In einem Schluchtwald des Sauerlandes (Rehage & Feldmann 1977) trat sie vereinzelt auf.

In der Senne (Heitjohann 1974) werden die untersuchten Waldtypen und Wald-Sukzessionsphasen, sowie in einem Einzeltier auch die *Calluna*-Heide ohne Gehölze besiedelt, höchste Abundanzen aber in der Heide mit Gehölz-Sukzession erzielt; auf Sandäckern fand Kaiser (2007) ein Einzeltier. In der Döberitzer Heide ist sie relativ wenig abundant vertreten und tritt im Randbereich der „Großen Wüste“ in Eichen-Kiefernwäldern und in Laubwäldern auf (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet.

In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie auf Muschelkalk sehr abundant und in den drei weniger basenreichen abundant vertreten. Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) tritt sie mäßig abundant und stetig auf. Für den Reinhardswald ist bei Schaffrath (2001) nur die Fundangabe von Adeli (1964) aufgeführt. Im Waldgebiet „Kranichstein“ Hessens kommt die Art v.a. „humiden Eichen-Altholz-Standorten“ und ebensolchen Waldrändern vor (Rausch & Petrak 2011). In zwei sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) ist sie mäßig abundant auf Sandstein und abundant auf Kalk vertreten. In Tharandter Nadelforsten fand Geiler (1974) sie vereinzelt, d.h. wenig stetig und gering abundant in Fichten- und Kiefernforsten. Im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008) trat sie stetig in den untersuchten Habitaten auf, fast stets nur mäßig abundant. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) war sie nur in Einzeltieren und nur in den mehr oder weniger stark aufgelichteten Probeflächen präsent. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) kommt sie stetig, aber überwiegend nur mäßig individuenreich vor.

In den von Scheurig et al. (1996) untersuchten Wäldern Baden-Württembergs fehlt sie nur in dem am höchsten gelegenen Bestand, einem hochmontan gelegenen Luzulo-Fagetum. Im Gebiet der Wutachschlucht fand Kless (1961b) sie in einem südexponierten Schluchtwald, nordexponierten Fichtenforsten und Buchenwäldern, südexponierten Buchenwäldern und auch Kulturhabitaten. Auf der Schwäbischen Alb (Jans 1987) trat sie abundant im Buchenwald auf Kalk und relativ weniger abundant im Eichen-reichen Luzulo-Fagetum auf. In (hoch)montanen Lagen des Südschwarzwaldes (Lamparski 1988) trat sie nur in den Bergmischwäldern mit Buche, Tanne und Fichte, nicht den reinen Nadelbaumbeständen auf. So ist es auch in den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten, wo sie in den Nadelholz-dominierten Reservate des Nordschwarzwaldes fehlt, in

dem Nadelbaum-geprägten des Südschwarzwaldes v.a. in den Bereichen mit Laubbäumen oder Lichtungen auftritt, und Buchen- und Eichenwald-geprägte Reservate gleichermaßen sehr stetig und abundant besiedelt. In Müssen des „Grindenschwarzwaldes“ (Rausch 1993b) kommt sie in allen Varianten (führende Kiefer, Tanne oder Fichte) sehr stetig vor. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) trat sie nur auf wenigen der Flächen auf, u.a. einer hochmontanen Weidefläche, d.h. möglicherweise bevorzugt im Offenland. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) tritt sie in allen Höhenstufen von der collinen bis zur montanen und sowohl in Eichen- wie auch in Hasel-Niederwald auf, nicht jedoch im collinen Esskastanien-Niederwald. Für den Schönbuch nennt Baehr (1980) „frische und feuchte Buchenwälder“ als Habitate höchster Abundanz, und beschreibt eine Meidung nur weniger Waldtypen, wie z.B. von Kiefernforsten. Müller (1983) stellte sie sehr abundant im ausgedehnten Eichenwaldgebiet des Freiburger Mooswaldes fest.

Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) besiedelt sie überwiegend in gleichem Maße abundant wie die Vergleichsflächen, oder in manchen Gebieten letztere stärker. Gegenüber einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) verhält sie sich indifferent, d.h. ist stetig und abundant auf der Brandfläche wie den Vergleichsbeständen vertreten (und hier wenig abundant nur im Eichen-Buchen-Altbestand). Kolbe (1981) fand sie hingegen deutlich abundanter im Kontrollbestand als auf der Brandfläche. Nach einem sehr großen Waldbrand in der Lüneburger Heide (Winter 1980) trat sie nicht auf, fehlte aber auch im Vergleichsbestand.

Sie tritt regelmäßig in hydrologisch veränderten, nicht mehr überfluteten Auwäldern auf (Spang 1996), fehlt aber in hydrologisch intakten (Handke 1993, Spang 1996, Neu 2007) weitgehend oder tritt nur gering abundant auf (Gerken 1981). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßig hoher Abundanz auf, die nassen Bereiche weitgehend meidend.

Selbst in urbanen Waldfragmenten und Gehölzhabitaten (Topp 1972, Czechowski 1982, Klausnitzer 1983, Hennicke et al. 1997, Lübke-Al Hussein et al. 1998, Deichsel 2007) erreicht sie oft eine hohe Stetigkeit. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat die Art neben dem ursprünglichen Wald auch in den älteren, „waldartigen Aufforstungen“, nicht aber den jungen Aufforstungen und den frischen Kippenstandorten auf (Neumann 1971b).

Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie teilweise auf, in den primären Ausprägungen des ungarischen Beckens jedoch nur vereinzelt. Auch im Eichenwald der russischen Waldsteppe (Grechanichenko & Guseva 2000) fehlte sie. In einem zentralböhmisches, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag weniger abundant und stetig, aber auch nicht fehlend. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mit relativ geringer Abundanz und Stetigkeit auf, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) ist sie mit 30% Stetigkeit über alle Bestandsalter präsent, dabei aber in den Jungbeständen deutlich weniger stetig vertreten. Einem Sturmwurf im Kiefernwald gegenüber (Skłodowski & Garbalinska 2007) verhält sie sich indifferent und ist sowohl in stehenden wie in geworfenen Beständen stetig aber nur gering abundant vertreten. In einem Dünge- und Versauerungsversuch (Skłodowski 1995) fehlte sie, bis auf Einzeltiere in der Nullfläche.

Obwohl Lindroth (1949) sie als gegenüber Beschattung, Feuchte und Bodenart sehr indifferent bezeichnet, charakterisiert er sie doch als eine Art, die von allen diesen Faktoren v.a. den Mittelbereich bevorzugt, d.h. relativ lichte Wälder mit „ausgeprägter Humusschicht“, und extreme Ausprägungen (d.h. Nässe oder Trockenheit, reine Sand- oder Kiesstandorte, Torfböden) meidet. Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) trat die Art signifikant häufiger im AF auf.

Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern basenreiche, nicht zu nasse Waldtypen mit günstigerer Humusform bevorzugt. Auch in Holland präferiert die Art eher lichte Wälder (Turin 2000). Du Chatenet (2005) gibt für Frankreich das Vorkommen sowohl in Laub- als auch Nadelwäldern an. In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region

Südwestfrankreichs ist sie relativ selten und bevorzugt Heiden und Feuerschutzstreifen (Barbaro et al. 2006). Marggi (1992) beschreibt sie für die Schweiz v.a. als Art mäßig feuchter, lichter Wälder; Luka et al. (2009) zufolge sind dies praktisch ausschließlich Laub- und Laubmischwälder. Die Höhenverbreitung erstreckt sich zu etwa gleichen Teilen auf colline und montane Stufe (Luka et al. 2009). Im westlichen Österreich wurde sie von Brandstetter et al. (1993) mehrfach u.a. aus montanen Buchen-Tannen- und Tannen-Fichten-Bergmischwäldern gemeldet, doch auch dort stets unter 1000 m NN.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, kommt aber auch in den Kiefernforsten auf Kalk vor, während sie im Offenland bis auf Einzeltiere in alten Haiden vollständig fehlt. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mehrfach, aber überwiegend nur in wenigen Tieren.

<i>Carabus nemoralis</i>	MIN: 185,5730 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> LBW>LITR>EI> EHN>CARP; <u>zusammen:</u> LBW>LITR>EI> EHN>CARP	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, (SC), EHN, ETR, EI, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF, BUST, S+B, BSS, BB, AF, HF, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, (SO: neg.), AW, (ALN), EF, NMO: (neg.), (WHI), (SAN), BRUS: neg., BRSl: neg., NM: neg., OM: neg.	B, T(s), FL, S	Schlucht, Buche, Kiefer, (Au); Höchster HT: GC	NN<600: 112,1324 (>0,0001)
--------------------------	----------------------------	--	---	----------------	--	----------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die beschriebene weite Spanne von Waldlebensräumen innerhalb der Wälder deckt sich mit dem χ^2 -Maximalwert für Wälder mineralischer Standorte. Es folgen Laubwälder und das Konvolut „lichter trockener Wälder“, was mit der Literatur ebenfalls in guter Übereinstimmung ist. Laubwälder und das Konvolut lichter und trockener Wälder (LITR) liegen also - im Kontext der Eichenwälder - vor den Eichenwäldern, (halb)natürlichen Eichenwäldern und natürlichen Carpinion-Standorten (CARP). Auch der höchste HT-Testwert auf das GC steht nicht im Widerspruch zur Literatur. In der ISA werden LITR und kaum geringer trockener und lichter Laubwald (TRLW) als höchste Testwerte errechnet.

Notiophilus palustris ist eine hygrophile Art (Lindroth 1986, Koch 1989, Turin 2000), und wird von Marggi (1992) für die Schweiz gar als „Nassart“ bezeichnet, die an „feuchten, stärker bewachsenen Orten in Flussauen, Ufern usw.“ vorkommt. Barner (1949) nennt sie für Nordwestfalen „am häufigsten auf Ton und Lehm.“ Burmeister (1939) zählt neben Wäldern, die er an erster Stelle nennt, eine Liste verschiedenster anderer Habitats einschließlich von Meeresküsten und Mooren auf, während GAC (2009) die Art für die meisten hier relevanten Regionen als „eurytop“ oder (westliche Mittelgebirge) sogar als in bestimmten Kulturhabitaten wie Trockenrasen, Rohböden und der Agrarlandschaft vorkommend klassifiziert. In Schleswig-Holstein (Irmiler & Gürlich 2004) wird „lockere Baumbedeckung toleriert.“ Koch (1989) erwähnt nur Waldränder, aber nicht Wälder in der Aufzählung besiedelter Habitats. Marggi (1992) nennt speziell auch Hecken als Lebensraum. Gebert (2006) führt für Sachsen „feuchte und eher beschattete Offenlandhabitats“ als Lebensraum auf, wie u.a. „Vorwälder“ und „Saumbiotops“. In Tschechien und Slowakei hingegen besiedelt die Art mäßig trockene bis feuchte Habitats, die sowohl offen als auch teilweise beschattet sein können (Hurka 1996). In Ungarn schließlich, wo sie in der Tiefebene und im Hügelland verbreitet ist, ist sie feuchtigkeitsbedürftig und verlangt Schatten, wobei letzterem Faktor die größere Bedeutung zukommt, und die Art meist in feuchten Wäldern, nicht direkt in Wassernähe gefunden wird (Ködöböcz 2007).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands fehlt sie (Janßen 1982, Klenner 1996) oder tritt in geringen Abundanzen und Stetigkeiten auf (Rehage & Renner 1981). Gleiches gilt für jene des

nördlichen Rheintales (Thiele & Weiß 1976, Späh 1977). In den südwestdeutschen Eichen-Hainbuchenwäldern ist sie hingegen stetig vertreten (Müller 1983, Trautner et al. 1998, Trautner et al. 2005c). Baehr (1980) beschreibt ihr Vorkommen im Schönbuch als „in verschiedenen Biotopen, aber immer einzeln“, u.a. auf lehmigen Ödflächen, feuchten Waldrändern, und anderen Habitaten. Kless (1961b) fand sie im Wutachschlucht-Gebiet nur in einem Kalktuff-Bruch. Lauterbach (1964) stellte sie im Westsauerland nur in jungen Fichtenbeständen und Kahlschlag auf Kalk- und Sandstein sowie im Eichen-Hainbuchenwald fest, nicht in den Buchen- oder Fichten-Altbeständen. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) trat sie nur im Feldbau-Stadium auf, als Einzeltier.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) tritt sie wenig stetig in Einzeltieren auf. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie wenig abundant nur in den beiden auf Buntsandstein auf. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) ist sie offenbar selten, aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlt ein Nachweis. Im Hainich fand Brüggemann (2008) sie nur in Einzeltieren in einem alten Steinbruch und auf einer Kahlschlagsfläche.

Gersdorf (1937) führte die Art für Mecklenburg für Kiefernwälder, Kiefern-Heidewald und Lichtungen in Wäldern auf. In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) tritt sie in allen Bestandsaltern recht stetig auf (19%), besonders in den jüngeren Beständen.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in geringer Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Die Art ist flügeldimorph und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) kommt sie mäßig stetig und abundant, z.T. auch nur einzeln vor, oder kann auch fehlen. Auch in russischen Eichenwäldern (Grechanichenko & Guseva 2000) tritt sie auf, und zwar abundanter im Bestand als auf der Lichtung.

Das Verbreitungsgebiet ist „sibero-europäisch“ (Barsevskis 2007). In Skandinavien ist es ein Bewohner feuchter, schattiger Habitats wie Laubwälder, z.B. nicht zu nasser Schwarzerlen-Bruchwälder, kommt aber auch in anderen feuchten und hochwüchsigen Vegetationstypen vor (Lindroth 1949, Lindroth 1986). Eine „humusreicher Boden“ ist für die Habitatsignung bedeutsam (Lindroth 1986). Auch für die Niederlande nennt Turin (2000) Beschattung und Humusreichtum als Merkmale der Fundorte der in verschiedenen Habitats verbreiteten Art; es werden dort praktisch alle Waldtypen besiedelt, aber die lichten (Jungbestände) und feuchten Typen abundanter und stetiger als Eichen-Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder (Turin 2000). In norditalienischen Eichen-Hainbuchenwäldern tritt die Art auf (Brandmayr & Brunello Zanitti 1982). Du Chatenet (2005) betont die Anforderungen der Art an Beschattung und Feuchtigkeit, z.B. durch dichte Vegetation. Aus den südfranzösischen Regionen Ardèche (Balazuc 1984) und Landes (Barbaro et al. 2006) fehlen Meldungen der Art.

Verschiedene Autoren erwähnen auch ein Vorkommen in Hochmooren (z.B. Gersdorf 1937, Gebert 2006), Irmeler & Gürlich (2004) bezeichnen die Art für Schleswig-Holstein gar als „eutyrphophil“.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, kommt aber auch in den Kiefernforsten auf Kalk vor, während sie im Offenland vollständig fehlt. Metzner (2004) fing sie mehrfach wenig abundant in revitalisierten oberfränkischen Auen.

<i>Notiophilus palustris</i>	LITR: 45,2848 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> GC>EHN>EI>CARP>GCS; <u>zusammen:</u> LITR>GC>EHN >EI>CARP>KIE	WS, FEUES, TRSS, CARP, LITR, GC, GCS, EHN, EI, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	(BI), FL	Kiefer; Höchster HT: GC	NN<600: 26,6736 (>0,0001)
------------------------------	-------------------------	--	---	----------	-------------------------	---------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	(+)
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	-----

Der höchste, wenn auch nicht sehr hohe χ^2 -Testwert wird für das Konvolut lichter und trockener Wälder erreicht, gefolgt vom GC, das auch den höchsten Testwert eines HT erzielt. Auch in der ISA wird der höchste Testwert für LITR errechnet. Die Präferenz für habitatprägende Standortfaktoren des GC ist schwach ausgeprägt. Insgesamt kann die Art für bayerische Verhältnisse als mäßig hygrophil und nur mäßigen Waldschatten ertragend eingestuft werden, was eine Affinität zu Eichen-Hainbuchenwäldern erklärt, ohne eine Bindung darzustellen. Die in der Literatur erwähnte Bevorzugung feuchter, humoser, lehmiger Standorte und halbschattiger Habitats ist ebenfalls mit einer Präferenz für das Galio-Carpinetum vereinbar. Die Anforderungen an die Feuchtigkeit werden bereits in der Literatur unterschiedlich bewertet. Das für Norddeutschland teilweise erwähnte Vorkommen in Mooren findet in Bayern im sporadischen, meist nur in Form von Einzeltieren ausgeprägten Auftreten in verschiedenen Habitattypen auf Mooren eine Entsprechung. Ein ebensolches Auftreten hat sie in Bruchwäldern- und -gebüsch und Auwäldern, sowie auch in Kiefernwäldern und -forsten. Buchen- und Schluchtwälder werden hingegen weitgehend gemieden.

Harpalus latus ist an erster Stelle eine Art trockenwarmer, lichter Wälder, Waldränder und Gehölze (GAC 2009, Koch 1989, Marggi 1992). Müller-Motzfeld (2004) listet sie nicht als xero-, thermo- oder psammophil. In Schleswig-Holstein präferiert die Art trockenes Wirtschaftsgrünland und Magerrasen, vorzugsweise auf Sand und basenreichen Standorten, kommt aber auch in anderen trockenen Habitats einschließlich solcher mit „lockerem Baumbewuchs“ vor (Irmeler & Gürlich 2004). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Frischwiesen und -weiden, mit weiterem Hauptvorkommen in mesophilen Laubwäldern und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten sowie Feucht- und Nasswäldern. Nach Marggi (1992) ist die Art in der Schweiz ein Kulturfolger, der fast alle Böden besiedeln kann. Luka et al. (2009) beschreiben das präferierte Habitat in der Schweiz als „Gebüsche, Hecken, gebüschreiche Vorwaldgesellschaften, Waldränder, Laubwälder“; sie erreicht in diesen Habitats höchste Abundanzen, ist aber auch in den meisten anderen Lebensraumkategorien präsent. In Skandinavien ist sie „eurytop“ und kommt in Bezug auf Wald v.a. in lichtem, nicht zu trockenem Laubwald vor (Lindroth 1986).

In Nordwestfalen tritt sie nach Barner (1954) verbreitet, aber meist nur in geringer Abundanz auf, „am häufigsten auf Sandboden, besonders in und an Kiefernwäldern und in niedrigem Gebüsch, auch im Heidekraut, weniger auf Lehm und Kalk in den Lichtungen der Laubwälder“, sowie an Ackerrändern, in Mergelgruben und alten Steinbrüchen. In Westfalen kommt sie sowohl auf Sand- wie auf Kalkstandorten, aber auch auf anderen Substraten und „in einer Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume“ vor (Kaiser 2004). Lauterbach (1964) fand sie im Sauerland v.a. in Fichtenschonungen auf Kalk- und Sandstein, sowie im Buchenwald auf Kalk. Steinweger (2004) beobachtete sie bevorzugt im Buchenbestand und weniger abundant in den aufgelichteten Bereichen einer „Sukzessionsfläche“ und im Buchen-Fichten-Mischbestand, nicht hingegen im Fichtenbestand. Fuhrmann (2007) fand sie wenig abundant und wenig stetig in verschiedenen Stadien eines Siegerländer Hauberges. In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands tritt sie teilweise (Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000b) mäßig abundant und mäßig stetig auf, oder fehlt (z.B. Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964).

In der Senne (Heitjohann 1974) wurde sie v.a. in der Heide und deren Sukzessionsstadien zu Wald gefunden, wenig abundant im offenen Sand und mäßig abundant im Kiefern-Altbestand; in den Laubwaldtypen fehlte sie, ebenso wie auf Sandäckern (Kaiser 2007). In der Döberitzer Heide kommt die Art verbreitet „in Vorwaldbereichen“ vor (Beier & Korge 2001), in der Ueckermünder Heide ist sie ebenfalls verbreitet (Stegemann 2002). Gersdorf (1937) listete sie für fast alle betrachteten Lebensräume Mecklenburgs einschließlich Buchenwäldern und Kiefernforsten, Heide-Kiefernwald, Lichtungen und verschiedenen Kulturhabitats, nicht jedoch für Heiden und Ginsterheiden.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie wenig abundant, aber relativ stetig vertreten. Sie ist in allen vier untersuchten hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) mäßig abundant oder zumindest einzeln vertreten. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet fehlt sie in den Aufnahmen (Schaffrath 1999) oder tritt vereinzelt auf (Fritze 2013). Aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise. Im Hainich (Brüggemann 2008) tritt sie in Einzeltieren auf Kahlschlägen und in Pionierwaldflächen und einmal mäßig abundant im Luzulo-Fagetum auf. In Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) trat sie nur in einem Aufnahmejahr und nur als Einzeltier in einem Fichten-Jungwuchsbestand auf. Gospodar (1981) fand sie nur im Pino-Quercetum, nicht den ruderalen Sukzessionswäldern und -gebüsch und den offenen Flächen einer ehemaligen Sandgrube. Auch Rink (1991) wies sie nur im Pino-Quercetum nach. Gruttke (1989) fand in einem offenen Ruderalökosystem Berlin nur ein Einzeltier.

Scheurig et al. (1996) stellten sie in baden-württembergischen Wäldern nur in Waldmeister-Buchenwäldern der Schwäbischen Alb fest. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche auf Kalk, Eiche-dominiert auf LF-Standort) derselben Region trat sie wenig abundant in beiden Varianten auf. Ebenfalls in dieser Region fand Baehr (1984a) die Art in hoher Aktivitätsdichte in einer Wacholderheide. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie durchwegs in gebüschreichen Wäldern, wie „Trockenbuschwäldern“, auch auf einem Felshang, in Pionierphasen des Winterlinden-Waldes, gebüschreichem Winterlinden-Bestand und in einem Kiefern-reichen Mischwald auf einem Sonnhang. Im Schönbuch wurde sie „ziemlich selten“ und „fast ausschließlich auf dicht bewachsenen Lichtungen und an buschreichen Waldrändern, selten in weiter Entfernung zum Waldrand gefunden“ (Baehr 1980). Müller (1983) fand sie relativ abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. Trautner et al. (1998) stellten sie mäßig stetig und abundant in Naturwaldreservaten mit Carpinion-Bestockung fest, sowie einzeln im montanen Buchenmischwald; v.a. im Eichen-Hainbuchenwald des Naturwaldreservates „Sommerberg“ (Trautner et al. 1998) auf Keuper war sie abundant und stetig vertreten; im Bergmischwald aus Buche und Tanne des „Conventwaldes“ trat sie mäßig stetig auf. In hochmontanen Bergmischwäldern und Nadelbeständen des Schwarzwaldes (Lamparski 1988, Trautner et al. 1998) fehlte sie. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie als Einzeltier in der Schattenphase des collinen Esskastanien-Niederwaldes auf.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie regelmäßig auf, fehlte aber auch in den Vergleichsbeständen nicht (Trautner & Rietze 2001). Auch auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg (Kenter et al. 1998) war sie zu finden, zumindest teilweise aber auch in den stehenden Vergleichsbeständen.

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „hygrophil-arenophil“ ein. In osteuropäischen Eichenwäldern fehlt sie teilweise (Ködödöcz & Magura 1999, Ködödöcz & Magura 2005, Sandor 2002) oder tritt in mäßiger Stetigkeit und Abundanz auf (Magura et al. 1997b), möglicherweise abhängig von bestimmten Bestands- oder Vegetationsstrukturen. Sustek (1983) fand sie in slowakischen Wäldern wenig abundant im Tilio-Acerion und nur als Einzeltier im Galio-Carpinetum. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Eichen-reichen Waldmeister-Buchenwald und angrenzenden Kahlschlag (Sustek 1984) trat sie im Wald wie in daran anschließenden Bereichen des Kahlschlags auf. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mit mäßiger Abundanz und Stetigkeit auf, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlt sie ganz. In der russischen Steppenzone gehört sie zu den Arten, die die Wälder der Schluchten und „Steppengesträuchschluchten“ besiedeln (Ghilarov 1961).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (35%) in allen Entwicklungsphasen auf, dabei stetiger in den beiden älteren. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und mittlerer Abundanz in allen Varianten auf.

Für Frankreich gibt du Chatenet (2005) eine Bevorzugung von Sandstandorten an, wo die Art unter Laub und Totholz zu finden ist. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie die zweithäufigste Vertreterin der Gattung und in verschiedenen Habitaten verbreitet, am häufigsten in den 5- bis 20jährigen Kiefernbeständen (Barbaro et al. 2006). In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie in feuchten Heiden und Ginsterheiden nachgewiesen (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Die Art ist flugfähig, aber wenig flugaktiv, was mit einem im Vergleich zu anderen Arten der Gattung relativ weniger vergänglichen Lebensraum korrespondiert (Kaiser 2004).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, und wurde ferner auch in den Kiefernforsten auf Kalk gefunden, im Offenland hingegen nur in Einzeltieren, und ausschließlich in alten Haiden. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mehrfach, aber nur z.T. mäßig abundant.

<i>Harpalus latus</i>	LITR: 66,9653 (<0,0001)	Eiche: CARP>EI>EHN >FEUES>GC; zusammen: CARP>EI>EHN >FEUES>GC	MIN, FEUES, CARP, LITR, GC, (AFE), SC, EHN, EI, KIE, BRAS, WBF, SO	BI, T(s), FL	Kiefer: Höchster HT: GC	NN<600: 31,4500 (>0,0001)
-----------------------	----------------------------	--	---	--------------	----------------------------	---------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert wird für lichte und trockene Wälder, der höchste Testwert auf HT-Ebene für das GC erreicht. Eine schwache Affinität besteht zu bindigen Böden. Die Art gehört also zu einer Gruppe von Arten, die Eichenwälder v.a. als eine Form lichter Wälder besiedeln.

Pterostichus oblongopunctatus ist eine Waldart, die in vielen verschiedenen Waldtypen auftritt (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Koch (1989) und Lindroth (1986) zufolge werden lichte und eher trockene bis mäßig feuchte Standorte bevorzugt, und sowohl Laub- als auch Nadelbaum-Bestockungen besiedelt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in mesotrophen Wäldern, mit weiterem Hauptvorkommen in Feucht- und Nasswäldern und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. In Schleswig-Holstein werden saure, etwas lehmige Böden hohen Sandanteils präferiert, die Art ist jedoch nicht psammophil (Irmiler & Gürlich 2004). Ellenberg (1996) listet die Art, basierend auf Aufnahmen im Weserbergland (vgl. Lohmeyer & Rabler 1965), in allen besser wasserversorgten Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern, nicht jedoch in den trockenen und wärmegetönten Varianten. In Nordwestfalen zeigt sie zwischen Laubwald und Nadelforst keine Präferenz, kommt aber v.a. auf lehmigen Standorten sowie auf Kalk vor, weniger auf armem Sand mit „geringer Humusschicht“ unter Kiefer, wenn auch unter „abgeplagten Heidekrauthaufen“ im Heidekiefernwald (Barner 1957).

In verschieden ausgeprägten Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Rehage & Renner 1981, Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a) ist die Art mit hoher Stetigkeit vertreten. Lauterbach (1964) fand sie in einem sauerländischen Waldgebiet in allen untersuchten Waldtypen, am abundantesten im Eichen-Hainbuchenwald. Im Vergleich bodensaurer Buchenwald versus Fichte, Mischbestand und Lichtung im Westerwald (Steinweger 2004) tritt sie in allen Varianten abundant auf, mit Maximum im Buchenbestand. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) war sie in allen Phasen vertreten, am relativ abundantesten im 45jährigen Eichen-Birkenwald-Vergleichsbestand. In einem kalkreichen Schluchtwald des Sauerlandes (Rehage & Feldmann 1977) war sie vertreten. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie im geschlossenen und mäßig aufgelichteten Bestand auf, fehlte aber im stark aufgelichteten. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) ist sie weitgehend auf Wälder beschränkt und abundant und stetig in Buchen-, Eichen-Hainbuchenwäldern, Kahlschlägen und im Fichtenforst vertreten, weniger auf Flächen mit Pioniergehölzen. In Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) trat sie individuenreich und stetig in allen Bestandsaltern der Fichtenforste auf, sowie teilweise auch den Kiefernforsten. In sächsischen Schluchtwäldern auf Kalksandstein fand Krause (1995) sie nur als Einzeltier. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie maximal stetig und sehr abundant vertreten. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit dominierender Buche (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie in allen Varianten extrem abundant vertreten, und auch im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) sehr verbreitet. Aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) liegen ebenfalls mehrere Nachweise vor, ebenso wie dem Kranichstein-Gebiet (Rausch und Petrak 2011).

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern am abundantesten im Kiefernforst mit Buche auf Standort des Luzulo-Fagetums, und verbreitet in Buchenwäldern und Tannen-Buchenwäldern, aber in den Kalk-Buchenwäldern (HF, CF) und auf der höchst gelegenen, hochmontanen Fläche des LF fehlend. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) kommt sie von der collinen bis in die montane Stufe in allen Typen vor, deutlich am abundantesten im montanen Hasel-Niederwald, eher die „Schattenphase“ als Bestandsränder und „Lichtphase“ präferierend. Im Schönbuch ist sie sehr häufig und erzielt höchste Abundanzen in alten, moosreichen und im „schattigen, nicht zu feuchten“ und ebenfalls moosreichen Buchen-Eichenwald, meidet aber „zu lichte oder zu feuchte Wälder“, mit Ausnahme der Wälder auf Bruchwaldstandorten; trockenen Kiefernwald meidet sie dort völlig (Baehr 1980). Baehr (1980) vermutet neben Präferenz für Schatten auch eine für saure Standortsbedingungen. In den von Jans (1987) untersuchten

Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb trat sie deutlich abundanter im Eichen-reichen, bodensauren Buchenwald als im Kalkbuchenwald auf. Müller (1983) fand sie sehr abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten ist sie am abundantesten und stetigsten in den beiden Eichen-Hainbuchenwäldern vertreten, gefolgt vom montanen Buchenmischwald des Südschwarzwaldes. In den Nadelbaum-reichen, montanen Mischwäldern des Schwarzwaldes fehlt sie überwiegend und weitgehend, v.a. den von Fichte geprägten, kühl-feuchten Varianten, tritt aber im Reservat „Hoher Ochsenkopf“ auf, was Trautner et al. (1998) dadurch erklären, dass die Art „in Hochlagen v.a. trockenere und lichtere Standorte besiedelt.“ In hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes (Lamparski 1988) fehlt sie sowohl im Bergmischwald als auch reinen Nadelbestockungen. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) trat sie nur auf einer hochmontanen Weidefläche auf, d.h. in diesem ökologischen Kontext möglicherweise beschränkt auf Offenland. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie „überall, besonders in Fichten- und Buchenmischwäldern“.

Auf Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) trat sie in allen drei untersuchten Wuchsgebieten abundant in allen Varianten auf, z.T. jedoch in den stehenden Vergleichsbeständen abundanter. Die Art ist zwar makropter, aber wahrscheinlich überwiegend nicht flugfähig (Turin 2000).

Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) ist sie abundant vertreten, durchschnittlich jedoch in den Vergleichsbeständen abundanter, v.a. im Buchenbestand (LF). Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide nur vereinzelt bis mäßig abundant, und ähnlich abundant auf der Waldbrand- wie der Vergleichsfläche. Auch Kolbe (1981) fand sie in beiden Varianten. Zdzioch (2003) stellte sie in Polen hingegen nur auf den Brandflächen fest.

In der Senne tritt sie sehr abundant im Buchen-Eichen-Wald des Senne-Randes, sowie abundant in einer Pionierphase der Heide im Übergang zum Kiefernforst und im Kiefernforst, und mäßig abundant auf mehreren der Flächen der Pionierphase und im *Betulo-Quercetum* auf, auf der offenen Sandfläche fehlend (Heitjohann 1974), ebenso Sandäckern (Kaiser 2007). In der Döberitzer Heide tritt sie in Waldbeständen verbreitet auf, auch am Rand der „Großen Wüste“ (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie sehr verbreitet. Gersdorf (1937) listete sie für Mecklenburg sowohl in Buchenwäldern (hier maximal) und Kiefernwald einschließlich Jungbeständen und Lichtungen sowie Heide-Kiefernwald, weniger für Auwälder und Laubwald-Lichtungen und Parks.

Den Boer (1965) beschreibt sie als „reine Waldart, die quantitativ an die Dicke der Streuschicht gebunden ist“, dabei aber verschiedene Waldtypen besiedelt. Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nicht-nasse, saure Wälder mit ausgeprägtem Auflagehumus (Moder) bevorzugt. In Schweden ist es eine reine Waldart, in Westnorwegen hingegen wird auch das Offenland besiedelt (Lindroth 1949). Lindroth (1949) sieht die Art in Skandinavien als relativ bodenvag an (Kies, Lehm oder Torf, seltener Sand), bei mäßiger bis ausgeprägter Feuchte, doch nur sporadisch und „spärlich“ auf nassen Standorten wie „Waldsümpfen“ und „Bruchmooren“; entscheidend ist „vor allem eine ausgeprägte Humusschicht.“ Lindroth (1986) zufolge werden saure und humose Standorte bevorzugt. Nach Renkonen (1938) ist sie in Finnland ein „recht typischer Nadelwaldbewohner.“ Beim Vergleich stark bodensaurer Buchenwälder (LF) mit basenreicheren (AF) Südschwedens (Tyler 2008) tritt die Art signifikant häufiger im LF auf. In Teilen des Areals, z.B. in den britischen Inseln, gilt sie hingegen teilweise eher als Laubwald-Art (z.B. Day et al. 1993).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit hoher Stetigkeit (80%) in allen Entwicklungsphasen auf, mit der relativ geringsten in der jüngsten. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) kam die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz in den verschiedenen Varianten vor. Im Vergleich mit einem Windwurf im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) waren die Abundanzen im intakten Kontrollbestand durchgehend höher.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Varvara & Varvara 1991, Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) ist sie meist stetig und abundant vertreten, und meist mindestens mäßig stetig und abundant. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig auf, im angrenzenden Kahlschlag hingegen weitgehend fehlend. In geschlossenen Eichenwäldern der russischen Waldsteppe (Grechanichenko & Gruseva 2000) tritt sie mit hoher, auf den Lichtungen in deutlich verringerter Aktivitätsdichte auf und fehlt in der offenen Steppe ganz. Nach Ghilarov (1961) kommt sie in den Waldsteppen nur in den Wäldern der Schluchten

vor (vgl. auch Paarmann 1966). In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie relativ stetig auf, etwas stetiger in basenreichen und im Abietetum als in bodensauren, im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlt sie.

In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag nur geringfügig (und nicht signifikant) weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005). Die Funde in der Schweiz liegen überwiegend in Laub- und Mischwäldern sowie in andern Gehölzen, kaum im Nadelwald, und in der montanen und collinen, fast nicht in der subalpinen Höhenstufe (Luka et al. 2009). Auch im westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) wird die Art nur aus Höhenlagen von 420 bis 1500 m NN gemeldet.

Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes, „weich zersetztes“ Buchen- und Fichten-Totholz als Lebensraum-Requisite (Schimitschek 1953/54).

Die unterschiedlichen Angaben zu Habitatpräferenzen und -toleranzen aus verschiedenen Teilen des Verbreitungsgebiets hat Paarmann (1966) zusammengefasst, und sie durch die unterschiedliche Klimatönung der Regionen erklärt. In eher trocken-warmem Klima werden kühlere Wälder bevorzugt, und vice versa. Im Orgelversuch erwies sich die Feuchtigkeitspräferenz als bedeutsamer als jene für die Temperatur, und im Resistenzversuch war sie gegenüber Trockenheit empfindlicher als *P. quadrifoveolatus* (Paarmann 1965).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, ferner auch in den Kiefernforsten auf Kalk, während sie im Offenland bis auf ein Einzeltier in einer alten Haide fehlt. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie nur in Einzeltieren vertreten.

<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	MIN: 108,9231 (<0,0001)	WS>LH>LBW>LITR>CARP	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, TRWS, LITR, GC, (SC), EHN, (ETR: neg.), EI, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF,BB,AF, KIE, CPI, SO: neg., (STA), (SQS)	B, T45, FL, S	Buche, (Fichte), Kiefer, (Au), (Moor); Höchster HT: GC	NN<600: n.s.
--------------------------------------	-------------------------	---------------------	--	---------------	---	--------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der unspezifische χ^2 -Maximalwert deckt sich mit der in der Literatur beschriebenen Euryökie der ubiquitären Waldart. Dennoch sind gewisse Affinitäten zu bindigen Böden gegeben, und das GC, wo die Art auch verschiedener Literaturfundstellen zufolge die relativ maximale Abundanz erreicht, der höchste HT im χ^2 -Test. In der ISA errechnen sich hingegen keine IndVal im Kontext der Eichenwälder oder entsprechender Konvolute.

Harpalus tardus wird auch beim Kiefernwald behandelt. Es ist den meisten Quellen zufolge eine xerophile bzw. xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) Offenland-Art, wenn auch weniger stark ausgeprägt als bei *H. pumilus* (Marggi 1992), die Dünen, Sandtrockenrasen, Sandäcker und ihre Brachen sowie Sandgruben besiedelt (Gersdorf 1937, Lindroth 1986). Speziell für die in Bayern gelegenen Naturräume wird sie von GAC (2009) als Bewohner landwirtschaftlicher Flächen eingestuft, ohne spezielle Präferenz für trockene oder sandige Standorte. Auch wenn sie nach Hurka (1996) nur unbeschattete Habitate besiedelt, so erwähnen doch verschiedene Autoren auch lichte Wälder, (trockene) Waldränder, lichte „Kiefern-Heiden“, „lichten Kiefernwald“ bzw. „mäßig schattige Habitate“ sowie Lichtungen (Gersdorf 1937, Koch 1989, Turin 2000, Lindroth 1986). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiteren Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen, Quecken- und Ackerunkrautfluren und einem Nebenvorkommen in „Frischwiesen und –weiden“. Nach Turin (2000), Lindroth (1986) und Marggi (1992) werden sandige oder kiesige Standorte bevorzugt. Roubal (1934) führt sie in seinem

Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991). Koch (1989) zitiert die Einschätzung, dass die Art auch „Sämereien in Forstbeeten benagt.“

Trost (2001) fand die Art mehrfach in Einzeltieren in Trockenwäldern und in höherer Abundanz in lichtigem Trockengebüsch des Saaletales. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie als Einzeltier nur am Bestandsrand eines collinen Esskastanien-Niederwaldes auf. Kless (1961b) fand sie im Wutachschlucht-Gebiet vereinzelt im jungen Auwald und am Waldrand sowie einem kalkreichen Acker. Sonst fehlen Nachweise aus Wäldern Baden-Württembergs (Baehr 1980, Scheurig et al. 1996, Jans 1987, Lamparski 1988, Trautner et al. 1998).

In Senne, Döberitzer Heide und Ueckermünder Heide ist sie in Sandlebensräumen verbreitet (Heitjohann 1974, Beier & Korge 2001, Stegemann 2002).

Die Art ist flug- und ausbreitungsfähig (Kaiser 2004). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie als Einzeltier auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001), auf Windwurfflächen und Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998) fehlte sie.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit hoher Stetigkeit (42%) in den Jungbeständen auf. Im russischen Steppengebiet kam die Art in den Untersuchungen von Ghilarov (1961) nur in künstlich angelegten Gehölzen und weder der Natursteppe noch den auf Schluchten beschränkten, natürlichen Gehölzbiotopen vor. In Galizien (Nordwestspanien) nutzt sie neben offenen Lebensräumen Eichen-, Esskastanien, Misch- und Küsten-Kiefernwälder und Waldränder als Lebensraum (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Brandt et al. (1960) fanden sie nur in manchen Jahren, dann z.T. abundant, auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt sie vereinzelt in Haiden und auf Äckern vor. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mehrfach, z.T. auch mäßig abundant, letzteres auf trockenem Lehmrohoden und vegetationslosem Kies.

<i>Harpalus tardus</i>	TRSS: 60,9382 (<0,0001)	<u>Eiche:</u> LITR>TRWS> GC>MIN> CARP; <u>zusammen:</u> SSW>KIHN> LITR>KIE> TRWS>MIN	MIN, LH, TRSS, CARP, TRWS, LITR, GC, EHN, EI, KIE, KIHN, SSW, CPI, (SO)	Keine	Kiefer; höchster HT: GC	NN<600: 11,0353 (0,0009)
------------------------	-------------------------	---	---	-------	-------------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Das Konvolut trockener und sandiger Standorte (TRSS) erzielt den höchsten Chi²-Wert, höchster HT-Testwert ist das GC. Das Konvolut TRSS beinhaltet Arten, die eher Eichen-Trockenwälder (als Eichen-Hainbuchenwälder) und andere trockenen Wald- und Kontaktbiotope einschließlich solcher im Kontext der Kiefernwälder besiedeln.

Synuchus nivalis kommt neben Kulturhabitaten wie Äckern und Ruderalflächen auch in lichten Wäldern und Waldrändern vor (GAC 2009, Turin 2000, Lindroth 1986, Koch 1989, Luff 1998). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in ausdauernden Ruderalfluren, mit Nebenvorkommen in Sandtrockenrasen und allen drei der unterschiedenen Waldtypen. Möglicherweise besteht eine Affinität zu bestimmten Pflanzenarten, da die Adulttiere partiell phytophag sind, und eine Schwesternart u.a. an *Melampyrum* fressend gefunden wurde (Lindroth 1986).

In verschiedenen ausgeprägten Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981) tritt sie nicht auf, bis auf wenige Ausnahmen und dort nur in Einzeltieren (Klenner 1996, Lauterbach 1964).

Im Nationalpark „Hainich“ fand Brüggemann (2008) nur ein Einzeltier auf eine Fläche mit Pioniergehölzen. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) trat sie nicht auf. In allen vier untersuchten, von Buchenwäldern geprägten hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) trat sie

hingegen, wenn auch nur vereinzelt auf, und im Reservat auf Muschelkalk mäßig abundant und stetig. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet fehlt sie bei Schaffrath (1999) in den Hangwäldern und tritt vereinzelt auf Magerrasen und an Waldrändern auf (Fritze 2013). Aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise. Lauterbach (1964) fand sie im Westsauerland in Einzeltieren nur im Eichen-Hainbuchenwald. Steinweger (2004) stellte in vier Westerwald-Beständen ein Einzeltier auf einer Verjüngungsfläche fest. Ebenfalls als Einzeltier fand Trost (2001) sie in einem Eichen-Trockenwald des Saaletals. Geiler (1974) stellte sie auch nur in Einzeltieren in einem Fichtenforst-Jungbestand und am Rand eines Fichtenforstes fest.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern nicht. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie v.a. in den Wäldern des Carpinion auf, stetig und mäßig abundant im SC des Oberrheintals und ebenfalls stetig, aber etwas weniger abundant auf Keuper; Einzelfunde gelangen im hoch gelegenen, Fichten-geprägten Reservat des Südschwarzwaldes, wie auch bei Lamparski (1988), dort im hochmontanen Bergmischwald, nicht hingegen den Nadelbaum-Reinbeständen. Bei Molenda (1989) und Rausch (1993b) fehlen Funde, ebenso in collinen bis montanen Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001). Müller (1983) fand sie relativ abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. Jans (1987) stellte sie auf der Schwäbischen Alb mäßig zahlreich im Eichen-reichen LF und in Einzeltieren im Kalkbuchenwald fest. Im Schönbuch kommt sie in geringem Abundanz in Jungbeständen und an Waldrändern (Buchenwald und Fichtenforst), in „Augehölzen“ und an Feldrainen vor (Baehr 1980). Im Gebiet der Wutachschlucht fand Kless (1961b) sie einzeln im Lindenwald, „aus morschem Stumpf.“

Sie trat auf einer Sturmwurffläche des baden-württembergischen Juras auf und fehlte im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Sie ist flügeldimorph und somit wahrscheinlich zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie nur teilweise, und dann mäßig abundant oder vereinzelt auf. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) fehlt sie.

Die Präferenz für trockene Habitate ist im Norden des Areals ausgeprägter (Marggi 1992), und auch nach Lindroth (1986) sind es nur „eher trockene“ Standorte, welche die Art besiedelt, und in Westeuropa andererseits auch nicht zu trockene (Luff 1998, Turin 2000, du Chatenet 2005). In polnischen Kiefernwäldern tritt sie in Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) in den jungen Beständen mit 15% Stetigkeit auf, danach in den dichteren, mittelalten Beständen zurückgehend und in den Altbeständen wieder etwas stetiger; auch in Windwürfen tritt sie mit gewisser Stetigkeit in Einzeltieren auf, in den stehenden Vergleichsbeständen fehlend (Skłodowski & Garbalinska 2007); in einem Dünge- und Versauerungsversuch trat sie nicht auf (Skłodowski 1995). In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat die Art auf einer Weide (Grünland) sowie in einem Laub-Nadel-Mischbestand auf, nicht jedoch den untersuchten Au- und Eichenwäldern. Du Chatenet (2005) beschreibt die Art für Frankreich als „in montanen und bewaldeten Regionen“ verbreitet. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie in Einzeltieren auf Laubwaldflächen und Brandschutzstreifen gefunden (Barbaro et al. 2006). In Dehesas Spaniens (Taboada et al. 2006) kommt sie in allen Bestandsphasen vor. In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie in nassen Wäldern, Kiefern- und Eukalyptuswäldern und Mooren gefunden, stets an Waldrändern und auf Lichtungen und feuchten Standorten (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig, aber wenig abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene kommt sie neben verbreitetem Vorkommen in Eichen-Hainbuchenwäldern (Hohmann 2013) auch in Kiefernbestockungen (von Rad 1997), verbreitet auch in Haiden und Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schulz 1992, Schmöger 1995, Sieren 1998) und auf Äckern (Faas 1997) vor. Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen sporadisch, und sieht dort eine Präferenz für „trockenere, dicht bewachsene Bereiche“.

<i>Synuchus nivalis</i>	FEUES: 15,5738 (<0,0001)	EHN>LITR> MIN>EI>CARP	MIN, LBW, FEUES, TRSS, NATES, LITR, GC, GCS, EHN, EI	T45	Höchster HT: GC	NN<600: 12,4472 (0,0004)
-------------------------	--------------------------------	--------------------------	--	-----	--------------------	--------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der insgesamt höchste χ^2 -Wert ist gering, eine Affinität zu Feucht- und Eichenstandorten zusammen zwar am stärksten, aber insgesamt schwach ausgeprägt. Der maximale χ^2 -Testwert für einen HT lautet auf das GC, ist aber ebenfalls sehr gering. Die Präferenz der Art im Kontext naturnaher Lebensräume bzw. Wald-Lebensräume wird wahrscheinlich von weiteren Faktoren beeinflusst, die möglicherweise mit der Phytophagie der Art zusammenhängen.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Keine Art wird nur über die ISA dem GC oder dem Carpinion zugeordnet. Einige Arten errechnen für Trockenwald-Standorte (TRO) den Maximalwert, und werden im Abschnitt A.5.3.4. behandelt, da die Eichen-Trockenwälder keinen Untersuchungsschwerpunkt darstellten. Die Arten, die nur für das Konvolut lichter und trockener Wälder (LITR) ihren höchsten Wert in der ISA erreichen, tun dies mit sehr geringem Wert, und sind an anderer Stelle bei den Eichen- oder Kiefernwäldern besprochen.

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Bembidion mannerheimii kommt neben Au- und Bruchwäldern (siehe dort) auch in anderen feuchten Laubwäldern (Koch 1989) vor. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiterem Hauptorkommen in „Feucht- und Nasswiesen“ und Nebenvorkommen in verschiedener Verlandungsvegetation und Frischwiesen und –weiden. Sie zeigt Hygrophilie der Stufe 8 (von 8) bei Sustek (2003). In den Niederlanden (Turin 2000) erreicht sie ihre relativ höchste Stetigkeit in Eichen-Hainbuchenwäldern, ist allerdings in Feuchtgebüsch abundanter. In Großbritannien kommt sie in „feuchten, aber nicht nassen“ Habitaten wie Wäldern, hoch gelegenen Grünland und Mooren vor, gelegentlich auch in Mooren (Luff 1998). Lindroth (1974) beschreibt das dortige Habitat als „Laubwälder oder Gebüsch, in Niedermooren usw., auf mäßig feuchtem Boden.“

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands tritt sie regelmäßig in den (sehr) feuchten Ausprägungen auf (Vossel & Aßmann 1995, Falke et al. 2000b, denkbar auch bei Janßen 1992 als Teil von „*Bembidion spec.*“), nicht hingegen den nur wechselfeuchten oder nicht-hydromorphen (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981, Klenner 1996, Falke et al. 2000a).

Trautner et al. (1998) fanden sie in sechs baden-württembergischen Naturwaldreservaten nur im Eichenwald-Reservat auf Keuper. Müller (1983) stellte sie im feuchten Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg nur in Einzeltieren fest. In baden-württembergischen Buchenwäldern fehlen Nachweise ebenso wie in nichthydromorphen Eichen-reichen Beständen (Scheurig et al. 1996, Jans 1987, Hochhardt 2001). Im Hainich (Brüggemann 2008) trat sie relativ stetig in Gehölz-Pionierphasen sowie auf einer Kahlschlagfläche auf, nicht in den Eichen-Hainbuchenwäldern unterschiedlicher Feuchtigkeit.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nur in dem Gebiet in der Jungmoräne auf, hier abundant in den Windwürfen und etwas weniger abundant im stehenden Vergleichsbestand. Sie brachypter (Turin 2000), nach Luff (1998) zumindest fast stets.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie.

Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur als Einzeltier in einem nicht renaturierten Abschnitt, am Rand eines Weidengebüschs. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nicht gefunden.

<i>Bembidion mannerheimii</i>	CEA: 73,5108 (<0,0001); Eiche: FEUES: 49,9421 (<0,0001)	Eiche: LH>EHN>EI> LBW>GC; zusammen: FEUES>BRU> AB>BRSl> BRUS	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, CRF, STA, CEA, NMO, BRUS, BRSl, BRU, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	≥(5)	Eiche; Höchster HT: CEA	NN<800: 3,9126 (0,0479); <600: 6,1076 (0,0135)
-------------------------------	--	---	--	------	-------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	(+)
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	-----

Die Art hat eine Treue für Eichenwälder des Carpinion von über 30%, gehört aber v.a. zu den gemeinsamen Elementen feuchter Laubwälder. Stärkste Affinität besteht zu den Bruchwäldern.

Agonum muelleri ist ein Bewohner lichter oder maximal mäßig beschatteter Habitats auf lehmigen oder tonigen Böden (Lindroth 1986, Hurka 1996, Marggi 1992, Luff 1998). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in Ackerunkrautfluren, mit weiterem Vorkommen in Feuchthabitats, nicht jedoch Wäldern. Gersdorf (1937) erwähnte die Art für Mecklenburg speziell als eine der „bindigen Böden.“ Hurka (1996) erwähnt auch Ufer, doch ist die Art nach Lindroth (1986) von den Arten der Gattung am wenigsten an Gewässerhabitats gebunden. Lindroth (1974) gibt für Großbritannien „offenen, tonigen, mäßig trockenen, oft auf kultiviertem Boden“ an. In Skandinavien lebt sie „auf sonnenexponiertem, lehmigem oder lehmigem, mäßig feuchtem Boden mit oft hoher, aber nicht zu dichter Gras- oder Unkrautvegetation“, oder in geringeren Dichten „in lichtem Laubwald“ (Lindroth 1949). Aufgrund regelmäßigen Vorkommens auf landwirtschaftlichen Flächen (Grünland, Äcker) auf entsprechenden Standorten wird sie von verschiedenen Autoren als euryök eingestuft (Marggi 1992, Lindroth 1986, Irmiler & Gürlich 2004). Gras- oder krautreiche, feuchte Lehmlandorte werden auch in Nordamerika bevorzugt, wo die eingeschleppte Art verbreitet ist (Liebherr et al. 2009). In Sojafeldern des Staates New York ist sie die häufigste Laufkäfer-Art (Liebherr et al. 2009). Contarini & Garagnani (1990) beobachteten die Art in Italien in offenen Habitats auf Tonstandorten in hoher Stetigkeit. Für Frankreich gibt du Chatenet (2005) „bedecktes Terrain, tonig und mehr oder weniger feucht“ als Habitatsanforderungen an.

Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland mit recht hoher Stetigkeit und eher geringer Abundanz, was Ausdruck des hohen Besiedlungspotenzials der Art sein könnte. Lindroth (1945) kommt zu dem Schluss, dass die Larve höhere Feuchtigkeitsansprüche als das Adulttier stellt.

Dass sie auch lichte Wälder bzw. Waldränder oder Lichtungen als Lebensraum nutzen kann, wird von einem Teil der Autoren angegeben (Lindroth 1986, Koch 1989, Luff 1998, Luka et al. 2009) bzw. nachgewiesen, in Holland unter den unterschiedlichen Waldtypen v.a. im Eichen-Hainbuchenwald und feuchten Pappelwald/-forst (Turin 2000), vgl. auch im Abschnitt Auwald/Bruchwald.

Sie ist durch ihre gute Flugfähigkeit ausbreitungsstark (z.B. Liebherr et al. 2009). Entsprechend ihrer Ausbreitungsfähigkeit kann sie auch Lichtungen und Kahlschläge gut besiedeln (z.B. Lauterbach 1964). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in Einzeltieren auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001).

Sie wird stellenweise auch im Hochgebirge gefunden, so in der Strauch- und Grasheidestufe der Zentralalpen (Lang 1975). In der Schweiz wurde sie nur bis in die montane Stufe nachgewiesen (Luka et al. 2009). Möglicherweise handelt es sich bei den Funden in alpinen Lagen um verfliegene Tiere (vgl. Liebherr et al. 2009).

In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie in nassen Wäldern, aber z.T. auch in Kiefern- und Eukalyptus-Wald gefunden (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Brandt et al. (1960) fanden sie abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf dem ehemaligen Standortsübungsplatz Landshut erwies sie sich als gute Zeigerart wechselfeuchter Grünland-Standorte (Kroehling, unveröff.). Auf der Münchner Schotterebene kommt sie (neben Eichen-Hainbuchenwäldern, Hohmann 2013) in Kiefernbestockungen (von Rad 1997), Äckern in alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Faas 1997) und auch auf Äckern (Faas 1997) und einer Kiesgrube (Plachter 1983) vor. Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen stetig

und zum Teil abundant. Utschick et al. (2002) identifizierten sie in Wäldern Mittelschwabens als Art mit einer signifikanten Affinität zu Eichenbestockung.

<i>Agonum muelleri</i>	SAL: 118,1233 (<0,0001); Eiche: FEUES: 12,6081 (0,0004)	<u>Eiche:</u> LH>(AFE); <u>zusammen:</u> SAN>WHI>AB> AW>FEUES	LH, FEUES, (AFE), AB, AW, SAL, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	Keine	Au: Höchster HT: SAL	NN<700: 13,0327 (0,0003); <600: 14,1037 (0,0002)
------------------------	--	---	---	-------	----------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Höchster Chi²-Testwert wird für Weichholzauwald (SAL), im Eichen-Kontext für das Konvolut aus Feucht- und Carpinion-Standorten erreicht, doch ist der Wert gering. Affinitäten zu Habitat-Schlüsselfaktoren liegen keine vor, doch gibt es Hinweise darauf, dass Wechselfeuchte, die aber schwierig in einer Hygrophilie-Skala abbildbar ist, die Art begünstigt. Das Auftreten der Art in Eichen-Hainbuchenwäldern kann daher durchaus als habitattypisch gelten, auch wenn sie nicht mit hoher Stetigkeit nachgewiesen wurde. Die meisten der eher wenigen Funde im Datenbestand liegen in verschiedenen Auwald-Typen, doch handelt es sich laut Testwerten dieses Merkmals (und im Gegensatz zu den anderen *Agonum*-Arten) nicht um eine stark hygrophile Art, was in Übereinstimmung mit der Literatur und dem verbreiteten Vorkommen auf Äckern ist.

Poecilus cupreus wird beim Kiefernwald ausführlich besprochen. Die Art besiedelt überwiegend Offenland-Habitate wie Grünland, Äcker und Stillgewässer-Ufer (Marggi 1992, Hurka 1996, GAC 2009). Nach Marggi (1992) und Koch (1989) werden lehmige Böden bevorzugt. Koch (1989) nennt als einen der Lebensräume auch feuchte Waldränder. Marggi (1992) gibt „selten in Wäldern“ als ein Habitat an. Nach Lindroth (1949) zieht die Art „lehmigen Boden vor“ und stellt „höhere Ansprüche an die Feuchtigkeit“ als die Schwesternart *P. versicolor*. Ferner ist sie „nicht so ausgeprägt heliophil und gedeiht daher gut auch in höherer und dichter Bodenvegetation“ (Lindroth 1949). Beide Feststellungen machte auch Baehr (1980) im Schönbuch. Dort, wie beispielsweise auch in den Niederlanden (Turin 2000) und der Schweiz (Luka et al. 2009) werden in geringerem Umfang auch Wälder (in letzteren v.a. Laubwälder) besiedelt.

Sie trat auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg auf, und deutlich weniger bzw. nur teilweise in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes tritt die Art verbreitet in den jungen Aufforstungen (und praktisch nicht den frischen Kippenstandorten) auf, fehlt aber in den bereits „waldartigen Aufforstungen“ (Neumann 1971b).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) fehlt sie meist, in denjenigen Baden-Württembergs (Müller 1983, Trautner et al. 1998) tritt sie stetig und zumindest mäßig abundant auf. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) ist sie als Einzeltier im mäßig aufgelichteten Bestand vertreten. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) tritt sie mäßig stetig v.a. auf Kahlschlagflächen und in Pioniervegetation und nur ganz sporadisch in älteren Wäldern auf. In den bodensauren Eichenwäldern Hessens (Adeli 1964, Schaffrath 2001, Rausch & Petrak 2011) fehlt sie.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie mäßig stetig und meist nur wenig abundant auf. In der russischen Waldsteppenzone trat sie sowohl im Eichenwald als auch auf einer Lichtung abundant auf, abundanter auf letzterer. In norditalienischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Brandmayr & Brunello Zanitti 1982) wurde sie im frischen Mittelwaldhieb gefunden.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur in Einzeltieren auch in Eichen-Hainbuchen-Wäldern, aber stetig und abundant in alter Haide, Haiden-Wiederherstellungsversuchen, einer Kiesgrube und am abundantesten auf Äckern gefunden. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig und abundant vertreten.

<i>Poecilus cupreus</i>	HMH: 35,9490 Eiche: LITR: 22,8641 (<0,0001)	Eiche: TRSS> GC> EHN> EI> CARP; zusammen: TRSS>HMA> LITR>OM> NDW	NDW, FH, ORG, LITR, TRSS, OS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPM, FIM: neg., FIMA: neg., CARP, TRWS, GC, EHN, EI	Keine	Kiefer, Moor; Höchster HT: SPM	NN<600: 28,9381 (>0,0001)
-------------------------	--	--	--	-------	--------------------------------------	---------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art erreicht den maximalen χ^2 -Testwert für lichte, trockene Wälder (LITR). Sie scheint gemäß Literatur gewisse Ansprüche an den Lehmgehalt und den Wasserhaushalt zu stellen und verträgt eine gewisse, insgesamt aber nur geringe Beschattung, was erklärt, warum Eichen-Hainbuchenwälder zu ihren bevorzugten Waldtypen gehören.

A.5.3.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

C. *sycophanta* wird in der ausgewerteten allgemeinen Literatur wesentlich weniger stark als *C. inquisitor* für einen bestimmten Waldtyp oder eine bestimmte Baumart erwähnt (Rapp 1933, Burmeister 1939, beide in Lindroth 1949). GAC (2009) führt trockenwarme Wälder, Koch (1989) allgemein Wälder, Waldränder und Gärten, Müller-Motzfeld (2006a) lichte Wälder als Lebensräume auf. Lediglich Lindroth (1986), bezogen auf Skandinavien, erwähnt sie nicht nur sowohl für Laub- als auch für Nadelwälder, sondern als bevorzugt an Eiche, wenn auch „nicht so strikt mit dieser assoziiert wie *C. inquisitor*.“ Mehrere ältere Forstschutz-Werke und Arbeiten aus dem östlichen Mittelmeerraum erwähnen auch ihr Vorkommen in Kiefernforsten, v.a. bei dort auftretenden Schmetterlingskalamitäten (z.B. Gersdorf 1937, Nolte 1939, Stary 1990, Kanat & Toprak 2005). Auch Stegemann (2002) nennt aus Mecklenburg einen Fund aus Kiefernforst. Trautner (1996a) führt sie im Zielartenkonzept Baden-Württemberg nicht nur für Laubwälder verschiedener Feuchte einschließlich von Auwäldern, sondern auch für trockene und frische Nadelwälder. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. Lindroth (1949) urteilt, die Art komme „auf allerlei Bäumen (auch Nadelbäumen) vor und scheine „also nicht (wie *inquisitor*) eine bestimmte Baumart oder einen bestimmten Waldtypus vorzuziehen.“ Aus Thüringen nannte Jänner (1905) sie „vorzugsweise aus Kiefernwaldungen.“ In Nordafrika wurde sie sowohl in Eichen-Beständen (*Q. suber*, *Q. ilex*) als auch solchen aus Kiefer (*P. halepensis*, *P. pinaster*) und Zeder (*Cedrus atlantica*) gefunden (Chakali & Belhadid 2005).

Sie wird gelegentlich auch in Auwäldern beobachtet, so in der Mittleren Rheinaue in einem der untersuchten Hartholzauwälder (Neu 2007), und hier höchstwahrscheinlich wiederum an das Vorkommen von Eichen gebunden bzw. ein solches präferierend. Nüssler & Grämer (1966) nennen allerdings auch „in Erlen und Weidenbruch“ als mögliche Habitate der Art.

Nüssler & Grämer (1966) geben an, dass die Art „das Altholz liebt, jedoch auch in Stangenholz“ vorkommt. Trautner (1996b) und Müller-Motzfeld (2006a) postulieren eine Bindung an überwiegend historisch geprägte Waldnutzungs- und -aufbauformen wie Stockausschlag- und Hutewälder als Grund für die Seltenheit der Art.

Die Art ist von hohen Nahrungstier-Dichten abhängig, und überliegt sogar, wenn die Nahrungsdichten nicht ausreichen (Vasic 1972 in Weseloh 1993). Die Dichte der Nahrungstiere beeinflusst auch das Vermehrungspotenzial der Art stark (Weseloh 1993). Normalerweise wird die Art „erst in gut-etablierten Massenvermehrungen“ der Nahrungstiere abundant“, kann aber „erratisch in ihrer Abundanz sein“ (Weseloh 1993). Das „Erscheinen in neuen Ausbruchsgebieten“ „kann variieren“ (Doane & Schaefer 1971). Eine regionale Häufung in bestimmten Waldtypen hängt wohl v.a. mit der dortigen Häufung von Massenvermehrungen der Nahrungstiere zusammen. So erwähnt Westhoff (1882) für Westfalen das auffällig gehäufte Auftreten bei einer Eichen-Prozessionsspinner-Massenvermehrung. Diese Art wird noch seltener als *C. inquisitor* mit Bodenfallen erfasst und tritt

oftmals praktisch nur in Zeiten großflächiger Massenvermehrungen großer Schmetterlingsarten (Schwammspinner, Eichen-Prozessionspinner) stärker, oder überhaupt erst in Erscheinung bzw. wird nur dann nachgewiesen (durch Zufallsbeobachtungen oder Bodenfallen).

Primäre Laubkraut-Eichen-Hainbuchenwälder auf strengen Pelosolen vermag diese Art offenbar nicht oder nur seltener zu besiedeln (Koch 1989, Müller-Kroehling & Koch 2010), da sie sich für ihre lange inaktive Phase eine Kammer in tieferen Erdschichten anlegen muss (Burgess 1911).

Die Larve der Art lebt, anders als jene von *C. inquisitor*, wie das adulte Tier arboricol (Bruschi 2013).

Es handelt sich bei dieser Art (zumindest im nördlichen) Mitteleuropa wohl nach aktuellem Kenntnisstand um eine, die sich nur in für sie günstigen Zeiten (Wärmejahre mit hohen Nahrungstier-Dichten) aktiv durch Flug ausbreitet (Gersdorf 1937), also demnach regional nicht um eine bodenständige, sondern um eine transgredierende Art (z.B. Lindroth 1949, Blumenthal 1969, Lindroth 1986, Müller-Motzfeld 1995, Baum 2003, Zahradnik 2010), zum Begriff vgl. Holdhaus in Horion (1938). Lindroth (1974) und Luff (1998) stufen sie für die britischen Inseln als nicht bodenständig vorkommend, sondern gelegentlich vom Festland migrierende Art ein. Olsson & Lemdahl (2008) konnten ein fossiles Vorkommen an einer südschwedischen Lokalität für das mittlere Holozän nachweisen. Es ist unstrittig, dass Teile des Areals nur gelegentlich besiedelt werden, doch unklar, in welchem Maße das auch für Mitteleuropa zutrifft. Niehuis & Schneider (1994) vermuten, dass ein „Eiserner Bestand“ unter der Nachweisschwelle überdauert, sich u.a. vom Kleinen Eichenwickler ernährend.

Die Art wird in den Alpen und in südeuropäischen Gebirgen gelegentlich auch in höheren Lagen nachgewiesen (z.B. Lang 1975: hochalpine Grasheide auf 2200-2500 m: „totes Exemplar, verfliegen; Gueorguiev & Sakalian 1997: bis 2376 m; Casale et al. 1982; „auch hochalpin an den Rändern der Schneefelder“, Apfelbeck 1904). In Mitteleuropa ist sie hingegen ausgeprägt thermophil (Trautner 1996b), auch wenn Müller-Motzfeld (2004) sie nicht in der entsprechenden Liste führt.

In Italien kommt sie von der Ebene bis in den Berglagen auf 1000 bis 1600 m NN vor, selten auch bei 2400 (s.o.), und besiedelt Wälder und Macchie aus Nadelbäumen und Eichen, aber auch Obstkulturen, wenn die Nahrungstiere ausreichend vorhanden sind (Casale et al. 1982). In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat die Art vereinzelt auf. Apfelbeck (1904) gibt für das Balkan-Gebiet ein Vorkommen „besonders häufig in den Eichenwäldern“ an. In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie in Eichen-, Steineichen- und Esskastanien-Wäldern vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als meist in Eichenwäldern, aber nicht an Wald gebunden, sondern auch in Waldstreifen und Baumgruppen zu finden. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie indes (in den Aufnahmen mit Bodenfallen) vollständig. In der russischen Steppenzone gehört sie nach Ghilarov (1961) zu den Arten, die ausschließlich die Wälder der Schluchten besiedeln. *C. sycophanta* besiedelt ein bis weit nach Asien erstreckendes Areal (Bruschi 2013).

Die Art ist ein guter Flieger, wie schon aus den o.g. Migrationsflügen oder Auftreten verflogener Exemplare in gänzlich untypischen Lebensräumen oder an völlig isolierten Einzelbäumen (z.B. Baum 2003) ersichtlich wird. Gelegentlich wird von „Massenflügen“ berichtet (Escherich 1923). Allerdings glauben Doane & Schaefer (1971), dass „Flüge nur unter bestimmten Bedingungen auftreten.“ Die Flüge können auf Kronenhöhe auftreten, aber auch darüber (Doane & Schaefer 1971), möglicherweise als Ausbreitungsflüge. Obwohl die Art auch von Krone zu Krone fliegen kann (Doane & Schaefer 1971), schließt Weseloh (1997) aus Orientierungsexperimenten im Labor, dass sie sich v.a. auf den unteren Stamm orientiert. In beiden Fällen müsste gar keine Bodenaktivität an der neuen Lokalität auftreten. Sie kann auch ausdauernd schwimmen, so dass nach Escherich (1923) auch Überschwemmungen zu seiner Ausbreitung beitragen können, z.B. wohl in Hartholzauen.

Fröhlich (1897) und Singer (1955) führen sie historisch aus Teilen Unterfrankens (Aschaffenburg Raum bzw. Untermaingebiet) bemerkenswerter Weise aus Kiefern- und nicht aus Eichenwäldern an.

Der im ausgewerteten Datenbestand vorliegende Einzelfund in einer Bodenfalle gelang in einem Eichen-Hainbuchenwald mit starker Vermehrung des Eichen-Prozessionsspinners auf einem nicht sehr extrem ausgeprägten, da durch Gräben randlich entwässerten Zweischichtboden.

Ob es einen „eisernen Bestand“ gibt, oder aber die Art überwiegend nur temporär die Gradationsgebiete besiedelt, ist unklar (so bereits Escherich 1923). Eine Klärung dieser Frage, sowie, welche Faktoren für das (bodenständige) Vorkommen dieser Art auch in Zeiten geringerer Nahrungstier-Dichten möglicherweise entscheidend sind, muss weiteren Untersuchungen mit den speziellen Stammanlauf-Fallen vorbehalten bleiben.

Die Theorie, dass die Art Mittelwaldnutzung präferiert (Trautner 1996b), und die Meidung strenger Pelosole ergänzen sich: da die Art die „primären“ Eichen-Hainbuchenwälder der wechselflockenen, strengen Pelosole offenbar meidet, ebenso wie die ursprünglichen, schattigeren Bestandstypen der (buchenfähigen) Standorte (schon wegen des Fehlens ausreichender Dichten an Nahrungstieren), ist es plausibel, dass sie bevorzugt in erst durch bestimmte Nutzungsformen wie eben Stockausschlagwald entstandenen Eichenwäldern leben kann. Hinzu kommt, dass in diesen lichten Bestandsformen ihre Nahrungstiere grundsätzlich günstigere Bedingungen zur Vermehrung finden als in schattigeren Hochwaldtypen mit einem Nebenbestand aus Halbschattbaumarten.

Möglicherweise spielt beim Unterschied zwischen der beiden in Eichenwäldern vorkommenden *Calosoma*-Arten in Bezug auf das besiedelte Habitatspektrum und auch die unterschiedliche Populationsdynamik auch eine Rolle, dass die Larve der Art, anders als jene von *C. inquisitor*, auch arboricol lebt (Bruschi 2013), da es darauf hindeutet, dass bereits die Larve auf hohe Dichten von Schmetterlingsraupen und –puppen als Nahrungstiere angewiesen ist.

Diachromus germanus ist eine möglicherweise v.a. aufgrund ihrer kletternden Lebensweise (an Gräsern, vgl. Trautner et al. 1988) selten nachgewiesene Art. Durch die z.T. granivore Ernährung ist die Art offensichtlich an Habitate mit ausreichendem Gräserwuchs gebunden (z.B. Spies 1998), nach Trautner et al. (1988) v.a. *Poa trivialis* und *Holcus lanatus*. Spies (1998) fand sie auf Ackerrandstreifen des Kraichgaus mit der Vegetationsdeckung positiv korreliert. Die Art ist hygrophil (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a) und thermophil (Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989). In Großbritannien kam sie „auf offenem, eher trockenem Wiesengrund“ vor, ist aber verschollen (Lindroth 1974). Trautner (1993) bezeichnet die Art als „weitgehend an extensive Nutzungen gebunden und wärmebedürftig.“ Möglicherweise (Baehr mdl. 2004, Paill mdl. 2004) besteht auch ein Zusammenhang des Auftretens dieser Art mit Wechselfeuchte. Gebert (2009b) zufolge befindet sich die Art „derzeit in einer Ausbreitungsphase“, da alle Belege in der Oberlausitz aus neuerer Zeit stammen.

Während einige Autoren eher unbeschattete Habitate beschreiben bzw. Wald nicht als Lebensraum erwähnen (Hurka 1996, GAC 2009, Müller-Motzfeld 2006a), gehören nach anderen Quellen (Koch 1989, Trautner et al. 1988, Desender et al. 1995 in Turin 2000) Wälder, verstreut stehende Bäume, Waldwiesen und -lichtungen zumindest in Teilen des Areals zu den geeigneten Habitaten. Für Skandinavien (Lindroth 1986) werden mäßig trockene, teilweise durch lockeren Baumbestand beschattete Wiesen als Habitate angeführt. Kaiser (2004) zufolge besteht ein Zusammenhang der Verbreitung mit Kalkgebieten und eher offenen Habitaten, während Ludwig (1996, in Kaiser 2004) die Art aus Waldgebieten in Rheinland-Pfalz meldet. Relativ viele der von Trautner et al. (1988) zusammengestellten Funde stammen von Waldrändern. Auch die Winterquartiere liegen „an trockenen Säumen und Brachen, oft an Gehölzen“ (Trautner 1993), z.B. in Totholz (Hoess 2009).

Ludwig (1996) fing die erst seit 1966 in Rheinland-Pfalz häufiger werdende Art in verschiedenen Wäldern, u.a. einem seenahen Pappelforst. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) war sie in Einzeltieren vertreten, ohne erkennbare Bevorzugung einer bestimmten Feuchtestufe. Gelegentlich wurde sie abundant unter Flutgenist gefunden (Jeannel 1942).

In der Ueckermünder Heide Mecklenburgs wurde die zeitweise in Mecklenburg-Vorpommern als verschollen eingestufte Art vereinzelt an einem Waldrand, in einem Eichenwald und auf einer Feuchtwiese gefunden (Stegemann 2002). In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) trat sie nicht auf. In jenen Baden-Württembergs (Müller 1985, Trautner et al. 1998) ist die Art mit hoher Stetigkeit, aber in geringen Aktivitätsabundanzen präsent.

Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie als Einzeltier auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001).

In der landwirtschaftlich intensiv genutzten Feldflur des Kraichgaus (Baden-Württemberg) mit Löss- und kolluvial geprägten Lehmstandorten und verdichtungsbedingter Wechselfeuchte (Spies 1998) trat die Art auf Saumstandorten in hohen Dichten auf, feuchte Standorte signifikant bevorzugend.

Contarini & Garagnani (1990) fanden die Art in Italien in offenen Habitaten auf Tonstandorten in sehr hoher Stetigkeit. In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat die Art nur in den historischen Vergleichsdaten auf. Brandmayr & Brunello Zanitti (1982) fanden sie nur im Uferhabitat, nicht im Eichen-Hainbuchenwald Norditaliens. In Dehesas Spaniens (Perez Zaballos 1983) lebt sie „in sumpfiger Umgebung und sehr humiden Orten.“ In Galizien (Nordwestspanien) lebt sie neben Kulturland, Heiden u.a. auf Feuchtwiesen und in Gewässernähe (Campos Gomez & Novoa Docet 2006). Du Chatenet (2005) nennt als Lebensraum in Frankreich „meist sandige“ Standorte und die Ufer von Stillgewässern, während Coulon et al. (2000) sie für die Rhône-Alpes, wo sie häufig ist, für „unspezialisiert“ [„indifferent“] in den tieferen Lagen halten. In der Schweiz wurde sie v.a. im collinen Offenland nachgewiesen, sowie in der Übergangszone zu Wald, fast nicht jedoch im Wald selbst, und als Art der „Krautsäume und Feldraine, Wiesen“ klassifiziert (Luka et al. 2009), die nach Marggi (1992) eher xero- als hygrophil ist.

Die für Eichen-Hainbuchenwälder typischen Standortfaktoren decken sich mit den genannten Ansprüchen der Art wie Wechselfeuchte (überwiegend genannt: Feuchte, z.T. aber auch Trockenheit; möglicherweise ist Wechselfeuchte als Kombination beider besonders günstig) bei Wärmebegünstigung, z.T. Kalk und ein Vorhandensein eines (maximal) lichten Schirms, mit Grasbewuchs in der Bodenvegetation. Trautner (1993) vermutet, dass die Art u.a. wegen unterirdischer Nahrungsdepots der Larven empfindlich gegenüber Bodenverdichtung und anderen mechanischen Belastungen des Bodens ist.

Auch wenn die Art z.T. mit Bodenfallen nachgewiesen wird (z.B. Trautner et al. 1988), ist ihre zuverlässige Erfassbarkeit mit dieser Methode wohl nur bei hoher Aktivitätsdichte gegeben. Nachweise im Rahmen des Projektes V56 gelangen nur über Fensterfallen, in drei der Probestellen, jeweils in Einzeltieren (Müller-Kroehling 2007). Auch Bußler (mdl., in Müller-Kroehling 2007) berichtet von einem solchen Fund aus einem Eichen-Hainbuchenwald. Auf einer Kurzumtriebsplantage auf Lössstandort bei Kaufering wurde die Art (als Einzeltier) nur im Eklektor nachgewiesen (Hammerl 2011).

Eine weitere nicht vorwiegend terricol, sondern auf Pflanzen lebende Art mit möglicherweise gewissem Bezug zur Habitattypengruppe der Eichenwälder ist ***Lebia cyanocephala***. Die Art ist in Deutschland (Trautner et al. 2014) und überhaupt in Mitteleuropa extrem selten und rückläufig (Turin 2000). Sie gilt als sehr wärmeliebende Art der Kalk-Trockenrasen (Turin 2000), wurde aber in Ost- und Südeuropa auch auf Bäumen (von Peez 1962), namentlich auch Eichen gefunden (Uralteiche in Hutewaldrest, Rumänien, Bußler, mdl. Mitt.). Auch für Frankreich wird der Fund „auf Bäumen, hauptsächlich auf Eichen“ genannt (du Chatenet 2005). Während auch Lindroth (1949) angibt, dass sie in anderen Teilen Europas „sogar an Sträuchern und Bäumen“ vorkomme, ist sie in Skandinavien „ausgeprägt xerophil“ an „offenen, trockenen, sandigen oder kiesigen Boden „ohne jede Beschattung“ gebunden.

In einem Eichen-Hainbuchen- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Flyschsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat die Art nur in den historischen Vergleichsaufnahmen auf. In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie u.a. unter Kiefernrinde nachgewiesen (Campos Gomez & Novoa Docet 2006). Auch in Algerien (Chakali & Belhadid 2005) wurde sie in Aleppo-Kiefern-Wäldern (*P. halepensis*) gefunden, nicht jedoch den untersuchten Eichen-Wäldern (*Q. suber*, *Q. ilex*). Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Die Art wurde 2009 mit Kronen-Fensterfallen im Galio-Carpinetum des NWR „Fasanerie“ gefunden (Herbig/Gerstmeier leg.).

Amara brunnea ist eine Waldart (Beier & Korge 2001), die in Norddeutschland und im nördlichen Mitteleuropa v.a. in Birken-Eichenwäldern (Rabeler 1969b) und in Heide- und Moorgebieten (Horion

1941) vorkommt. Von Rabeler (1969b) wurde sie als Charakterart dieses Waldtyps beschrieben. GAC (2009) nennt Vorkommen in mesophilen sowie azidophilen Wäldern und Vorwäldern und offenen Strukturen in Wäldern. Barndt (1976) führt als Habitat „Laubwald mit ausgeprägter Laubschicht“ auf, wie ihn u.a. das *Betulo-Quercetum* darstellen kann (Rabeler 1957), oder auch reine Birkenbestände (Gospodar 1981, Barndt & Gospodar 1981) und das „Pino-Quercetum“ (Beier & Korge 2001). Ferner werden auch Kiefernforste besiedelt (Rabeler 1957, Gospodar 1981, Koch 1989). Habitats liegen eher auf Sand als auf schwereren Böden (Barndt 1976). In den Niederlanden werden neben dem *Betulo-Quercetum* auch trockene Heiden sowie verschiedene trockene Wälder und Nadelforste besiedelt (Turin 2000). Schiller (1973) beobachtete sie in einem Feucht- und Heidegebiet des Münsterlandes nur im Birken-Bruchwald, nicht in *Calluna*-Heide, Feuchtheide- oder Erlenbruchwald, im Gagelstrauch- oder im Weiden-Gebüsch. In der Senne (Heitjohann 1974, Kaiser 2007) wurde sie ausschließlich im *Betulo-Quercetum*, nicht den anderen Waldtypen und Sukzessionsstadien der Heide oder offenen Sandlebensräumen nachgewiesen.

Lindroth (1986) beschreibt auch für Skandinavien eine Präferenz für eher schattige Habitats, meist auf kiesigen Substraten, und im Flachland v.a. in Laubwäldern, besonders Birke vorkommend. Weitere Vorkommensorte sind dort auch Offenland, wie z.B. in den trockeneren Teilen von Mooren. Auch im skandinavischen Gebirge kommt sie v.a. in Birkenwäldern vor, oberhalb der Baumgrenze auch in Zwergstrauchheiden. Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitats Südnorwegens in offenen Heiden und im Kiefern-, in deutlich höchster Abundanz aber im Birkenwald.

Die Art ist flugfähig (Turin 2000) und wird regelmäßig in Seedrift gefunden (Lindroth 1986).

Funde in Bayern waren schon historisch selten (Horion 1941), im ausgewerteten Datenbestand trat sie nicht auf, und ist aktuell in Bayern offenbar verschollen (keine Funde nach 1905 in Lorenz 2014 und in ASK).

A.5.3.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Eichenwald-Typen

Andere Eichenwald-Typen

Leistus rufomarginatus ist eine Laubwaldart humoser Wälder wärmerer bzw. tieferer Lagen und wird bei den Schluchtwäldern ausführlich besprochen. Sie tritt als thermophile Art (Roubal 1938, nicht bei Müller-Motzfeld 2004) auch in verschiedenen Eichenwäldern auf. Sie befindet sich derzeit in Ausbreitung (Barner 1937, Horion 1938, Critchley 1967, Rushton et al. 1996, Luff 1998) und fehlt aus diesem Grund möglicherweise in manchen älteren Aufnahmen aus der Literatur in Lebensräumen, die sie heute besiedeln kann.

In Eichen-Hainbuchenwäldern des nordwestdeutschen Tieflandes (Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a) tritt die Art regelmäßig in verschiedenen Ausprägungen (eher trockenen und eher feuchten, Hute- und Hochwald, primären und sekundären) auf, fehlt aber in den Aufnahmen dieser Waldgesellschaft aus den angrenzenden Mittelgebirgen (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981). V.a. in Eichen-Hainbuchenwäldern des Münsterlandes (Klenner 1996) ist die Art mit hoher Stetigkeit vertreten. In der Senne kommt sie u.a. im *Betulo-Quercetum* wie auch in den Buchen-Eichenwäldern am Rand des Teutoburger Waldes vor (Heitjohann 1974). In Wäldern und Forsten der Geest (Vogel & Krost 1990, Dülge 1992) ist sie auf Laubwälder beschränkt, eine Bevorzugung bestimmter Waldtypen aber nicht erkennbar, da sowohl Buchen-, Eichen-, Eschen-Buchen- als auch Birken-Eichen-Wäldern besiedelt werden. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) trat sie in Einzeltieren auf, u.a. im Aspen- und im Eichen-Hainbuchenwald. Lorenz (1999) stellte sie in Eichen- und Kiefern-Mischwäldern Sachsens fest.

In Skandinavien werden v.a. in Laubwäldern auf Mullstandorten mit ausgeglichenem Feuchtehaushalt [„moderate content of moisture“] besiedelt (Lindroth 1986), u.a. „+- reine Bestände von *Carpinus* und *Ulmus*“ (Lindroth 1949). Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) Eichen-Hainbuchenwälder als ihr Habitat. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie indes nur teilweise, und dann mäßig abundant oder vereinzelt auf. In einem Eichen-Hain- und Hopfenbuchen- sowie Auen-Mischwaldgebiet submediterranen Klimas auf Fylchsandstein bei Triest (Brandmayr et al. 2009) trat sie an mehreren Probestellen auf. In Frankreich werden Laubwälder und feuchte Lichtungen besiedelt (du Chatenet 2005), für die Rhône-Alpes die Art als collin vorkommender, wenig spezialisierter Waldbewohner aufgeführt (Coulon et al. 2000). In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag weniger abundant als davor

(Richard & Gosselin 2005). Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie bislang nicht nachgewiesen.

<i>Leistus rufomarginatus</i>	ETR: 63,2152 (<0,0001)	Eiche: TRWS, EI>LITR>MIN>(LBW); zusammen: TRWS>FA>SIES>SIWS>EI	MIN, (LBW), TRWS, LITR, ETR, EI, S+B, SIWS, SIES, FA	T4, (FL),	Schlucht; Höchster HT: FA	NN<600: n.s.; NN<300: 4,4493 (0,0349)
-------------------------------	------------------------	---	--	-----------	---------------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der höchste Chi²-Wert wird für die Eichen-Trockenwälder (ETR) errechnet. In der ISA wird für Trockenwald und -gebüsch (TRO) der höchste Wert erzielt. Höchster HT im Chi²-Test ist indes das FA Diese in sich eher widersprüchlichen Testergebnisse erklären sich durch das in Bayern bisher nur sehr vereinzelte Auftreten der Art, die in Ausbreitung ist. Die Art weist über ihre ausgeprägte Thermophilie, zusammen mit einer Vorliebe für eher ausreichend feuchte Laubwälder, einen Bezug zu Eichen-Hainbuchenwäldern auf. Mit zunehmender Ausbreitung und Häufigkeit in Mitteleuropa und speziell auch Bayern wird die Art möglicherweise in geeigneten Habitaten, zu denen offenbar auch verschiedene Ausprägungen von Eichenwäldern zählen, häufiger auftreten. Es besteht eine Affinität zu Feinlehm-Böden und niedrig (planar-kollin) gelegenen Flächen.

Carabus intricatus gilt als wärmeliebende Laubwaldart (sh. beim Buchenwald), die aber auch Kiefernforste unter bestimmten Voraussetzungen besiedeln kann (sh. beim Kiefernwald).

Auch wärmegetönte Eichen-Hangwälder werden von der Art regelmäßig besiedelt (z.B. Tietze 1977, Nenadal 1988, Trautner et al. 1998, Trost 2001, Hochhardt 2001) und stellen möglicherweise sogar ein bevorzugtes Habitat dar. Hochhardt (2001) fand sie im Mittleren Schwarzwald sowohl in der Licht- als auch der Schattenphase eines collinen Edelkastanienwald und im submontanen Eichen-Niederwald. In Hessen wurde sie historisch u.a. im Reihardswald gefunden (Korell 1968). In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) tritt sie nicht auf. Falke et al. (2000b) zufolge war die in Nordwestdeutschland verschollene Art zuletzt im Hasbruch gefunden worden, und diese Autoren vermuten einen Zusammenhang mit dem Rückgang von Hutewäldern.

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) sie als geschlossene Laubwälder aus Buchen- und Eichen-Hainbuchenwald besiedelnd. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Varvara & Varvara 1991, Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie mäßig stetig und meist nur wenig abundant auf.

Carabus convexus besiedelt im meisten Teil des eher kontinental getönten Areals lichte bzw. trockene Wälder und Lichtungen (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009, Koch 1989), wie beispielsweise Eichen- und Kiefernwälder (sh. ausführlich dort). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. Korell (1983b) beschreibt sie als „in Hessen weit verbreitet bei geringer Populationsdichte“ und aufgrund Intensivierung der Landwirtschaft rückläufig. Arndt (1989) hält sie für die damalige DDR für eine der häufigeren Arten in Wäldern und lediglich untererfasst.

Trost (2001) fand die Art in lichtem Eichen-Felswald und einer Trockenrasen-artigen Lichtung des Saaletales in recht hohen Abundanzen, und auch in Sachsen werden v.a. Trockenhänge besiedelt, und hier v.a. „steinige Plätze“ u.a. mit Ödland, Kiefernbestockung oder Waldränder, aber „auch in feuchten Buchenbiotopen“ Funde getätigt (Nüssler & Grämer 1966). Gebert (2006) nennt „lichte Waldbiotope, Waldrandlagen, Gehölzgürtel, Saumstrukturen zu Offenland, Hainbuchen-Eichenwälder“ und andere Laubwald-Typen, Abbaustellen, „Frischwiesen“ und Weinberge als Lebensräume in Sachsen. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf

Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie in Einzeltieren im geschlossenen, leicht aufgelichteten und im stark aufgelichteten Bestand auf.

In einem Betulo-Quercetum der Senne und im Buchen-Eichenbestand auf Sand über Kalk trat die Art in Einzeltieren auf, deutlich weniger abundant als in den Kiefernbestockungen (Heitjohann 1974). In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb trat sie einzeln im Eichen-reichen LF auf.

Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) das Habitat als Wald und Waldränder auf nassen wie trockenen Standorten und seltener auch in walddahen Wiesen. In Arbeiten aus osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Varvara & Varvara 1991, Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) kommt sie relativ stetig vor, z.T. auch nur in Einzeltieren, z.T. auch abundant. Sie trat auch in einem russischen Eichenwald der Waldsteppe auf (Grechanichenko & Guseva 2000), abundanter im Bestand als auf der Lichtung. Arnoldi & Ghilarov (1963) fanden sie in der Waldsteppenzonen nur im Wald, nicht auf der Waldwiese oder in der offenen Ursteppe. Im mährischen Karst wurde sie an einem „Laubwaldrand mit reichem Unterwuchs des Verbandes Carpinion“ gefunden (Stastna & Bezdek 2001), und bevorzugt allgemein „mäßig beschattete Habitate“ (Stastna & Hula 2012). In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag praktisch fehlend. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie wenig stetig auf und fehlt im Abietetum und Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ganz.

In Frankreich ist sie v.a. eine „Waldart, die ausnahmsweise auch auf in alpinem Grasland bis 1800 m“ lebt und zwischen Laub- und Nadelwald keine Präferenz erkennen lässt (Forel & Leplat 1995). In Südfrankreich, wie der Ardèche, ist sie auf mittlere bis höhere Lagen beschränkt und „ziemlich verbreitet, aber selten“ (Balazuc 1984).

Die Überwinterung findet in der Bodenstreu statt (Arndt 1989).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie in Kiefernbeständen auf Kalk und einer Kies-Auftragsfläche nachgewiesen.

Carabus arvensis (sh. ausführlich beim Fichten- und beim Kiefernwald) tritt regelmäßig auch in Eichenwäldern auf. Im hessischen Gebiet „Kranichstein“ (Rausch & Petrak 2011) waren es bevorzugt oder ausschließlich feuchte Eichen-Wälder. Im Reinhardswald (Adeli 1964) trat sie in einem sehr lichten Eichen-Altbestand (vormaliger Hutewald) sowie im Birken-Bruchwald auf. Korell (1983b) konstatiert den fast vollständigen Rückgang der in Nordhessen v.a. in Wäldern vorkommenden Art innerhalb weniger Jahrzehnte.

Ant et al. (1984) fanden sie in einem historisch alten Waldgebiet am Niederrhein in Eichen-Hainbuchenwäldern auf (wechsel)feuchten Lössstandorten. In einem baden-württembergischen Naturwaldreservat auf Keuper war sie stetig, aber nur gering abundant vertreten, im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals fehlt sie (Trautner et al. 1998), ebenso in bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001). In allen Fällen mit Funden in Eichenwäldern handelt es sich um saure Ausgangssubstrate. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern der Schwäbischen Alb trat sie (als Einzeltier) nur im Buchenwald auf Kalk, nicht im bodensauren, Eichen-reichen LF auf. Im Schönbuch ist es zwar eine der häufigsten Arten der Gattung, meidet jedoch lichten und trockeneren Buchen- und Eichenwald“, verhält sich also nicht heliophil und etwas hygrophil (Baehr 1980).

Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) die Art als v.a. in den höher gelegenen Landesteilen vorkommend, in der Tiefebene hingegen möglicherweise erloschen. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie meist nicht auf, kann in Einzelfällen aber auch vertreten sein, und dann z.T. abundant. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie nicht auf, wohl aber im angrenzenden Kahlschlag. Für Frankreich wird sie an erster Stelle als „Art feuchter Wälder“ genannt, neben Vorkommen im Offenland, dies u.a. in höheren Lagen (Forel & Leplat 1995). In den

Niederlanden kommt sie neben Mooren und trockenen Heiden u.a. auch in trockenen und feuchten Nadelforsten und Eichen-Birken- sowie Eichen-Buchenwald vor (Turin 2000). In der Waldsteppenzone fanden Arnoldi & Ghilarov (1963) die Art nur im Wald, nicht auf der Waldwiese oder in der offenen Ursteppe.

Bei einer Studie in fränkischen Eichenwäldern trat sie in einem feuchten Mittelwald auf (vgl. auch Müller-Kroehling 2003a, Müller-Kroehling 2007).

Carabus violaceus purpurascens wird auch beim Kiefernwald behandelt. Nach Herrera & Arricibita (1990) handelt es sich um eine „polytypische Art mit zahlreichen, an verschiedene Habitate angepassten Unterarten.“ Im Gegensatz zur Nominatform ist es vorwiegend eine wärmeliebende Art tieferer Lagen (Blumenthal 1969, Blumenthal et al. 1977). Henseler (1940) hielt das Taxon für eine eigene Art, die „Lehm- und Lettenboden und kultivierten Sand“ liebt, „fast ausschließlich Äcker bis zum Waldrand bewohnt, aber nicht in den Wald selbst“ geht, im Gegensatz zu *C. violaceus* als „reinem Waldtier“, anders als Barner (1937), der die (Unter)art für das nördliche Westfalen als vorwiegende Art der Laubwälder ebener Flächen auf lehmigen Böden beschreibt, die Sandböden und Hänge meidet. Auch Burmeister (1939) nennt eine „Bevorzugung von Lehm- und Tonböden.“ Für Nordwestdeutsche Verhältnisse wird sie von Aßmann & Schnauder (1998) als „eurytop“ bezeichnet und „kann vom trockenen Carici-Fagetum und Betulo-Quercetum bis zum staunassen Stellario-Carpinetum angetroffen werden“, besiedelt aber „lokal auch Äcker und Wiesen auf Lehmboden.“ Burmeister (1939) bezeichnet die Art für die Lüneburger Heide und Umgebung als „Stromfolger“, d.h. sich im Flusstal ausbreitende Art.

In primären wie sekundären Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Klenner 1996, Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Falke et al. 2000a, Rehage & Renner 1981) ist die Art verbreitet und oftmals abundant vertreten, kann aber auch fehlen (Lauterbach 1964, Falke et al. 2000b). In den Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwäldern Baden-Württembergs (Müller 1983, Trautner et al. 1998) fehlt sie weitgehend. Fuhrmann (2007) fand sie stetig in den verschiedenen Stadien eines Siegerländer Hauberges auftretend, im Feldbau-Stadium nur in Einzeltieren und im jungen Dickungsstadium fehlend. In der Senne wird die höchste Aktivitätsdichte im Kiefern-Altbestand erreicht, höher als im Betulo-Quercetum, Buchen-Eichen-Bestand und Kiefern-Jungbeständen bzw. -sukzessionsstadien (Heitjohann 1974). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat die Art verbreitet in den jungen Aufforstungen auf (Neumann 1971b).

Im Hainich ist sie selten (Weigel & Apfel 2011) und wurde von Brüggemann (2008) nicht gefunden. Auch in einem sekundären Eichen-Hainbuchenwald-Gebiet auf Muschelkalk (Pabst 2004) fehlt sie. Die Angaben aus alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005), Buchen(misch)wäldern Baden-Württembergs (Scheurig et al. 1996, Jans 1987) und vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) sind nicht nach Unterarten unterschieden. In Nordhessen lebt sie in „feuchten, laubreichen Laubmischwäldern, vereinzelt auch in lichtem Nadelwald“ (Korell 1986). In den Eichenwäldern des hessischen „Wildschutzgebietes Kranichstein“ (Rausch & Petrak 2011), auf sandigen Ausgangssubstraten, „bevorzugt die Art offenbar die humideren Standorte besonders in den Eichenalthölzern.“ Aus dem Reinhardswald liegen nur alte Nachweise vor (Schaffrath 2001). Im Gebiet Kellerwald-Edersee wurde sie von Schaffrath (1999) in einem wärmegetönten Laubwald nachgewiesen.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt die Unterart *purpurascens* arealbedingt, *C. violaceus* tritt dort (in nicht näher spezifizierten Unterarten) nur vereinzelt auf und fehlt meist ganz.

Für Frankreich nennen Forel & Leplat (1995) Wälder und Kulturhabitate sowie sumpfige Habitate. In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005). In den Niederlanden werden lichte Wälder verschiedener Baumarten sowie Grasland und Heiden besiedelt, mit höchster Stetigkeit insgesamt Eichen-Hainbuchenwälder, gefolgt von Eichen-Birkenwäldern (Turin 2000). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist es eine der häufigsten Arten, mit höchsten Abundanzen allerdings in den Laub- und Laub-Nadel-Mischbeständen (Barbaro et al. 2006).

Blumenthal (1969) zufolge erfolgt die Puppenruhe „etwa 20 cm unter dem Wiesenboden“, weswegen die Art auch gegenüber Überschwemmungen wenig empfindlich ist.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und in manchen Jahren abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie vereinzelt in alten Haiden nachgewiesen.

Diese Unterart trat im untersuchten Datenbestand nur ganz vereinzelt auch in Eichen-Hainbuchenwäldern auf (Demuth 1993), z.T. aber in Eichen-reichen Ersatzgesellschaften von Fageten (Mayer 2005). Funde im NWR „Eichhall“ im Buntsandstein des Spessarts gingen nicht in die Auswertungen ein, da eine zu kurze Fangzeit zugrunde lag.

Carabus cancellatus ist eine häufig auf (Halb)trockenrasen auftretende und nach Fritze & Rebhahn (1998a) für diesen Lebensraum charakteristische Art. In der Literatur wird sie sowohl für offene als auch Wald-Habitats genannt, was auch von der Unterart-Zugehörigkeit abhängen soll (Blumenthal 1969, Arndt 1989, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a). In West-Deutschland kommt die Unterart *fuscus*, in der Süddeutschland (außer den Alpen) die ssp. *cancellatus* vor. Müller-Motzfeld (2006a) zufolge werden neben Offenland-Habitats „regional auch Wälder“ besiedelt. Trockenwarme und lichte Wälder und Gehölze bzw. Kahlschläge werden dabei bevorzugt (Koch 1989, GAC 2009). Korell (1983b) nennt für Hessen Vorkommen auch an Waldrändern und in lichten Wäldern. In Sachsen (Gebert 2006) besiedelt die Art neben Offenland auch „lichte Waldstandorte“ sowie anmoorige Böden, meidet „nach Nüssler & Grämer (1966) aber geschlossene Waldungen“ und „dichte Fichtenwälder“. Blumenthal (1969) erwähnt das Vorkommen bestimmter Unterarten bzw. Rassen der Art in der Lüneburger Heide und in nordwestdeutschen Mooren. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Vorkommen (als Nebenvorkommen und mit einem Fragezeichen, ohne Angaben zu weiteren Vorkommen) in bodensauren Wäldern und Forsten. Nach Lindroth (1986) besiedelt die Art in Skandinavien „tonige“ [meint: lehmige?] Böden mit etwas Feuchtigkeit, im Offenland sowie auf Waldlichtungen.

In baden-württembergischen Stellario-Carpineten trat die Art z.T. auf (Trautner et al. 1998, Trautner et al. 2005c), fehlte aber z.T. auch (Müller 1983). In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie nur am Rand eines collinen Eichen-Niederwaldes auf. Bei der Untersuchung von Schneisen in Wäldern in Baden-Württemberg (Diefenbach 1990) trat sie im Eichen-Hainbuchenwald deutlich bevorzugt im Pioniergehölz des Schneisenbereichs auf, im Bärlauch-Buchenwald (Jura) hingegen regelmäßig auch im Buchenwald. Baehr (1984a) fand sie bei Untersuchungen auf der Schwäbischen Alb hingegen nur in Wacholderheide und auf Acker.

In den nordwestdeutschen Eichen-Hainbuchenwäldern (Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2006b), auch sekundären der Mittelgebirge (Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964), fehlt sie meist. Falke et al. (2000a) fanden sie jedoch abundant in einem ehemaligen Eichen-Hutewald auf Standort des bodensauren Buchenwaldes.

In der Oberrheinaue (Gerken 1981) trat die Art in hohen Abundanzen sowohl im Querco-Ulmetum der Hartholzau als auch den Pappelforsten der Hartholz- und Weichholzau auf, gehört sonst aber nicht zu den regelmäßig in Überflutungsaunen nachgewiesenen Arten.

Bei Wien und im österreichischem Donautal (Straka 1989) trat sie nur in der abgedeichten Aue des Wiener Beckens auf, mit höchster Aktivitätsabundanz im „Trockenbusch der Heißländer“, sowie auf Kahlschlags- und Halbtrockenrasen-Flächen im Hügelland, und nur sehr vereinzelt im (Mittelwald-artig genutzten) Eichen-Hainbuchenwald und Traubeneichenwald. Für Ungarn beschreibt Ködöböcz (2007) die Art als weit verbreitet, und Wald, Waldränder, Auwälder, Sumpfwälder und nasse Wiesen besiedelnd, in manchen Regionen auch magere Wiesen und landwirtschaftliche Flächen. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) ist sie sehr stetig und meist abundant vertreten, ebenso wie in rumänischen Eichen- und Hainbuchen-Lindenwäldern (Teodorescu et al. et al. 1990, Varvara & Varvara 1991). Nenadal (1988) listet sie für Tschechien für Wälder vom Typ Carpinion betuli. Kleinert (1987) beschreibt die Art als in der Slowakei ursprünglich in geeigneten Habitats wie „Hecken, verbuschten Weiden, reifen Mischwäldern, Ufern, Hainen und Parks“ weit verbreitet, aber rückläufig. Im Raum Moskau werden neben Wiesen v.a. lichte Wälder, in der Ukraine v.a. Eichenwälder der Waldsteppenzone und hoch gelegene Auwälder [Hartholzauwälder?] besiedelt (Turin et al. 2003).

In der Schweiz liegen alle Verbreitungspunkte (Marggi 1992) im Verbreitungsgebiet „potenzieller Eichenwuchsgebiete“ (Mühletaler et al. 2008) und mithin in Landesteilen, in denen auch Eichenwälder

potenziell natürlich vorkommen. Für Frankreich führen Forel & Leplat (1995) eher feuchte Habitats an, sowohl im Wald wie im Offenland. In den Niederlanden (Turin 2000) ist es v.a. eine Art der Heiden- und Moorheiden sowie des ungedüngten Grünlandes, Sandäcker und sandigen Grünlandes, kommt mit relativ höchster Abundanz aber auch in Nadelbaumkulturen vor.

Baehr (1987) fand sie in der südlichen Frankenalb nicht in den Kalkmagerrasen, aber in einer Wacholderheide, während sie auf Muschelkalk bei Bayreuth (Brehm 2004) nur auf Kalkmagerrasen auftrat, nicht in den Kiefernforsten. Anwander (1989) stellte sie im NSG „Staffelberg“ in allen untersuchten Habitattypen, bevorzugt aber auf den Trockenrasen und auf Äckern fest. Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig sowohl in alter Haide und Haiden-Wiederherstellungsversuchen, sowie in Kiesauftragsflächen gefunden, und nur als Einzelfert auf Acker, im Wald ganz fehlend.

<i>Carabus cancellatus</i>	LITR: 6,6836 (0,0097)	SC>GCS> (WS)>(MIN)	(WS), (MIN), LITR, GCS, SC	B, FL	Höchster HT: SC	NN<700: 16,1507 (<0,0001); <600: 13,1216 (0,0003)
----------------------------	--------------------------	-----------------------	-------------------------------	-------	--------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art tritt mit sehr geringer Stetigkeit im GC, schon öfter in anderen Eichenwaldtypen auf, ferner in anderen lichten Waldtypen wie Kiefernforsten, mit denen zusammen (Konvolut LITR) der maximale Chi²-Testwert erreicht wird, der allerdings gering ist. Die Affinität zu bindigen Böden in Übereinstimmung mit den Angaben von Lindroth (1986), wobei diese den Testergebnissen zufolge eher feinsandig bzw. lehmig als streng tonig sind, Lindroth (1986) aber wohl den Begriff „tonig“ für alle Ton enthaltenden Substrate einschließlich Lehm verwendet hat. Eine Präferenz für lichte und trockene Wälder und der maximale Chi²-Testwert auf HT-Ebene für das – eher feuchte – SC sind ein Widerspruch, der sich durch die geringe Repräsentanz der Art im Datenbestand erklärt. Beispielsweise Funde auf feuchten, anmoorigen Moorregenerationsstadien im Dinkelscherbener Moor sprechen wie auch mehrere Literaturfundstellen dafür, dass die Art neben Vorkommen in trockenen Habitats unter bestimmten Habitatbedingungen auch einen „feuchten Flügel“ besiedeln kann.

Carabus hortensis ist ein rein europäisch verbreitete Art, deren Westgrenze der Verbreitung durch Mitteleuropa verläuft (Turin 2000). Es handelt sich um eine fast reine, eher mesophile Waldart, die in Mitteleuropa sehr verschiedene Waldhabitats besiedeln kann (Burmeister 1939, Turin et al. 2003, Arndt 1989, Hurka 1996, Gebert 2006, GAC 2009), darunter regelmäßig auch Nadelbaumbestockungen oder auch speziell -forste (Lindroth 1986 für Mitteleuropa, Hurka 1996), und letztere sogar oftmals bevorzugend sowie hier dominant (Geiler 1974, Arndt 1989 speziell für „trockene Nadelforste“, ebenso Gebert 2006), und auch monotone Nadelforste nicht meidend (Gauckler 1964). Koch (1989) nennt „lichte Wälder, Mischwälder, Waldränder, Parks, Hecken, Kahlschläge“ und speziell für den Harz auch „Birkenmoore“. Burmeister (1939) zählt „Fichte, Kiefer, Buche, Birke“ auf, d.h. nennt die Fichte an erster Stelle. In den östlichen Mittelgebirgen hat sie GAC (2009) zufolge eine Präferenz für azidophile, im norddeutschen Tiefland eher für mesophile Wälder. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit weiterem Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“, nicht jedoch in bodensauren Wäldern und Forsten.

Irmiler & Gürlich (2004) schätzen die Art für Schleswig-Holstein als trockene, azidophile Wälder hohen Sandanteils bevorzugend ein (jedoch ausdrücklich nicht als psammophil), allerdings besonders auch „größere Wälder“ besiedelnd. Indes fand Dülge (1992) sie in verschiedenen Wald- und Forsttypen der Geest als „mit Abstand höchster Stetigkeit und Aktivitätsdichte“ Art überhaupt, was dadurch besonders hervorhebenswert sei, dass die Art sich dort an der unmittelbaren Verbreitungsgrenze befinde. Auch Vogel & Krost (1990) stellten sie sowohl in Buchen- als auch Eichenwald und in Fichtenforsten der Geest fest. In der Nordwestdeutschen Tiefebene ist sie überwiegend rechts der Elbe verbreitet, und ist hier „oft die häufigste Waldlaufkäfer-Art“ (Barner 1937). In einem nordwestdeutschen Hochmoorgebiet (Irmiler et al. 1998) trat sie in verschiedenen Teilhabitats auf, wie u.a. einem „Birkenmoor“ und am abundantesten im „Randbirkenwald“. Für Mecklenburg nannte Gersdorf (1937) die Art für Buchen- und Auwälder, Mischwälder, Auwälder, Lichtungen und Parks sowie Kiefernwälder, nicht aber für Heide-

Kiefernwald. Im Gebiet der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie relativ stetig vertreten, in der Döberitzer Heide auf mesophile Laubwälder in Ortsnähe beschränkt (Beier & Korge 2001). In Westfalen fehlt sie bis auf Funde nahe der östlichen Landesgrenze natürlicherweise; entsprechend kommt sie auch in der Senne nicht vor (Heitjohann 1974, Renner 2011, Kaiser 2007).

Riegel (1996) wies die Art u.a. auch im Eichen-Hainbuchenwald eines ostniedersächsischen Waldgebietes nach. In den meisten nord- und südwestdeutschen Stieleichen-Hainbuchenwäldern und Eichen-Birkenwäldern (Janßen 1982, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Rehage & Renner 1981, Rabeler 1957, Trautner et al. 2005c) fehlt die Art arealbedingt. In Hessen fehlt sie ebenfalls arealbedingt weitgehend, bis auf einen Fund aus Nordhessen (Malten 1998). Aus dem nordhessischen Reinhardswald mit dem „Urwald Sababurg“ und uralten Eichen-Hutewäldern und Bruchwäldern (Adeli 1964, Schaffrath 2001) liegen keine Nachweise vor.

Im Nationalpark „Hainich“ (Weigel & Apfel 2011, Brüggemann 2008) kommt die Art nicht vor, wie im ganzen Thüringer Becken, wo sie Hartmann (1998) zufolge vermutlich wegen Trockenheit fehlt. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie indes in allen drei Behandlungsvarianten auf, wenn auch nur in Einzeltieren und nur im mäßig aufgelichteten etwas abundanter. In den Hochlagen des Erzgebirges ist die in Sachsen sehr verbreitete Art selten (Gebert 2006). Nüssler & Grämer (1966) beschreiben das Habitat für Ostsachsen als „Fichten- und Kiefernwälder mit Birke und Buche mit hügeligem und montanen Charakter sowie Eichen-Hainbuchen-Biotop.“ Auch in Buchen- und Schluchtwäldern wurde sie regelmäßig gefunden, so auf Basalt und Kalk der Sächsischen Schweiz (Krause 1974, Krause 1995). In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie stetig und abundant vertreten.

In Baden-Württemberg befindet sich die Art noch in Ausbreitung und fehlt daher in vielen Aufnahmen (z.B. Baehr 1980, Scheurig et al. 1996). In einem bodensauren, Eichen-dominierten Hainsimsen-Buchenwald der Schwäbischen Alb bei Ulm trat sie sehr abundant und abundanter als in einem Buchenwald auf Kalk auf (Jans 1987). Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) sowohl auf Jurakalk als auch Rhätsandstein war sie abundant und stetig vertreten.

In vielen Aufnahmen aus Auwäldern, die innerhalb ihres Areals liegen, fehlt die Art (Zulka 1994, Sustek 2003, Lik 2010, Straka 1989), kann aber, wohl v.a. in Bachauwäldern, auch relativ abundant auftreten (Riegel 1996). Rehfeldt (1984b) fand sie in einem ostniedersächsischen Auengebiet jedoch dominant nur im Kiefernforst. In offenen Auen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Gerisch & Schanowski 2009a) war sie in sehr wenigen Einzeltieren vertreten.

Die Art tritt regelmäßig auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern (CEA) auf (Riegel 1996, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Platen et al. 1989, Platen et al. 1991; z.B. Sandor 2002 für Ungarn), nach Stegner (1996, 1999) v.a. in trockeneren; in den Untersuchungen ostdeutscher CEA durch Stegner (1998a) werden zwar in den degradierten Typen höhere, sehr hohe Abundanzen erreicht, aber auch die nassen stetig und abundant besiedelt. Auch in den CEA Schleswig-Holsteins (Nötzold 1996) werden relativ höchste Abundanzen in entwässerten Varianten erreicht, nasse aber auch stetig und z.T. abundant besiedelt. Platen (1989, 1991) wies sie stetig und relativ abundant in Berliner Bruchwäldern nach, auch im Birken-Bruchwald, aber in den oligotrophsten Bereichen des CEA fehlend. In dem von Meißner (1998) untersuchten Berliner Niedermoor-Komplex fehlte die Art.

Lorenz (1994, in Gebert 2006) beobachtete die Art in einem Bach unter Wasser jagend.

In osteuropäischen Eichenwäldern tritt sie innerhalb ihres Areals regelmäßig auf, so in sandigen, aber auch tonigen Eichen-Hainbuchen-Linden-Wäldern in der Umgebung von Warschau (Czechowski 1982), auf (z.T. sekundären) Eichen-Hainbuchenwäldern Ungarns (Kadar & Szel 1993, Sandor 2002) und der Slowakei (Sustek 1983a). In der ungarischen Tiefebene fehlt die Art (Turin et al. 2003, Ködöböcz 2007) allerdings. In der Ukraine kommt sie Petrusenko (1971 in Turin et al. 2003) zufolge sowohl in Mischwäldern der Waldsteppenzone als auch in Eichenwäldern der nördlichen Steppenzone vor. In Bialowieza war sie in den Aufnahmen von Sklodowski (2004) die insgesamt am abundantesten nachgewiesene Laufkäfer-Art. Straka (1989) fand sie abundant in Traubeneichen-Wäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern, Aspen-Hasel-Vorwaldstadien und Nadelforsten bei Wien, nicht hingegen in Buchen-, Schlucht- und Auwald und sehr wenig abundant auf Schlagfluren. Schjotz-Christensen (1968) untersuchte das individuenreiche Vorkommen in einem küstennahen Dänischen Eichen-Birkenwald.

In Ungarn werden so unterschiedliche Wald- und Forsttypen wie Waldgersten-Buchenwald, Schwarzkiefernforst, Schwarzerlen-Bruchwald und Grauweiden-Bruchgebüsch als Habitate genutzt (Kadar & Szel 1993, Sandor 2002). In der Slowakei fand Sustek (1983) sie u.a. auch im Schluchtwald, „Fago-Quercetum“ und Galio-Carpinetum. Im Riesengebirge steigt sie nur bis in die „untere Waldzone“ (Hurka 1958a). Nenadal (1984) fand sie im Osten Tschechiens abundanter im „Abieti-Fagetum“ als im „Fraxino-Alnetum“. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, und ebenfalls sehr stetig im angrenzenden Kahlschlag.

In Buchenwäldern des Karpatensystems, soweit diese innerhalb ihres Areals (vgl. Turin et al. 2003) liegen (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005), tritt sie nur vereinzelt auf, und fehlt im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ganz.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (33%) über alle Entwicklungsphasen auf, mit relativ geringer (8%) in den Jungbeständen und in fast der Hälfte der mittleren und älteren Bestände. Auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) ist sie tendenziell weniger abundant als in den stehenden Vergleichsbeständen, aber dennoch sehr stetig vertreten. In den Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald trat sie nur in Einzeltieren auf (Skłodowski 1995). In manchen Teilen des Areals wird trockener Kiefernwald aber auch gemieden, so in Lettland (Stiprajs 1961 in Turin et al. 2003).

In Skandinavien ist die Art Lindroth (1986) zufolge „fast beschränkt auf Laub- und Mischwälder auf humusreichem, eher trockenem Boden“, was jedoch Hatteland & Hauge (2007) zufolge bereits im Süden der norwegischen Provinz Norland nicht gilt, wo die Art „in allen möglichen Habitaten“ vorkommt (neben Laubwald mehrfach auch in Fichtenwald, Heide und einmal auch im Moor), während sie am Nordrand der Verbreitung sehr auf süd- und westlich exponierte Laubwälder beschränkt ist.

In der Schweiz wurde die Art praktisch ausschließlich in Mischwäldern gefunden und als Misch- und Nadelwälder bevorzugend klassifiziert (Luka et al. 2009), während Marggi (1992) eher einen Verbreitungsschwerpunkt in Auwäldern sieht.

Horion (1941) widerspricht der Einschätzung von Burmeister (1939), es handele sich um eine montane Art, wobei Burmeister (1939) dies auch auf das „Hügelland“ (ab 300 m) bezieht. Ähnlich wird die Höhenverbreitung auch von Marggi (1992) für die Schweiz beschrieben (colline bis montane Lagen, montane deutlich bevorzugend und nur „ausnahmsweise und selten collin“). Luka et al. (2009) zufolge überwiegt die montane gegenüber der alpinen Höhenlage bei den Funden in der Schweiz, collin fehlt die Art weitgehend. Nach Müller-Motzfeld (2006a) und Hurka (1996) kommt sie auch im Flachland vor.

Franz (1970) zufolge lebt sie in den Ostalpen in lichten Wäldern, ist „im Gebiet selten“ und „steigt in den Alpen offenbar nur selten in subalpine Lagen auf.“ Mandl (1956) beschreibt eine Bevorzugung mittlerer Höhenlagen und ein Vorkommen vom Tiefland bis 2000 m. In Frankreich kommt die Art nur in den Westalpen vor, und besiedelt nach Forel & Leplat (1995) alpine Weiden und Waldränder, in Höhenlagen von 800 bis 2000 m, während Coulon et al. (2000) sie als Art der Wälder aufführen. Du Chatenet (2005) nennt speziell Buchen-, Nadel- und Eichenwälder. Für Italien beschreiben Casale et al. (1982) eine Verbreitung zwischen 700 und 2000 m und v.a. in Buchen-, Nadel- und Eichenwäldern, auch auf Lichtungen und insbesondere auf Kalkboden.

Gauckler (1964) sieht eine Bevorzugung der „winterkalten Wälder Zentraleuropas und Nordeuropas im Bereich des Areals der Fichte (*Picea abies*)“, das jenes des *C. hortensis* umschließe (ähnlich auch Marggi 1992).

Gauckler (1964) konstatierte eine stabile Westgrenze der Verbreitung in Franken und Südbayern in den letzten 150 Jahren. Nach von der Trappen (1929, in Trautner 1992a) und Trautner (1992a) dringt die Art indes in Baden-Württemberg nach Westen vor. In Nord-Norwegen hat sie sich in der jüngeren Vergangenheit nordwärts ausgebreitet (Hatteland & Hauge 2007).

Gauckler (1964) beschreibt für Bayern ein Vorkommen im „Buchen-Fichten-Tannen-Mischwald des ostbayerischen Grenzgebirges, Kalkbuchenwald (Fagetum calcareum) der Alb, Edeltannenwald (Melampyro-Abietetum) des Frankenwaldes“, sowie „noch vereinzelt im feuchten Eschen-Erlen-Auwald (Carici remotae-Fraxinetum) der Frankenjuratäler bei nur 400 m, und zu mehreren im hochmontanen Fichtenwald (Piceetum boreoalpinum) der Allgäuer Alpen bei ca. 1400 m Höhe“, sowie

ferner auch in „eintönigen Nadelholzforsten aus Föhre und Fichte.“ Perty (in Gauckler 1964) fand die Art „zahlreich in den Wäldern der Münchner Umgebung“; sie trat aber bei den eigenen Erhebungen in den Lohwaldresten der nördlichen Schotterebene nur in Allacher und Aubinger Lohe auf (vgl. Hohmann 2013), also den lehmigeren, tiefgründigeren Standorten. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen fast nur in Gehölz-geprägten Bereichen, hier überwiegend nur in Einzeltieren.

<i>Carabus hortensis</i>	LBW: 35,3720 (<0,0001)	Eiche: AFE> MIN> WS> TRWS> SC; zusammen: AFE>S+B> SIES>AT> SIWS	WS, MIN, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, CARP, TRWS, GC: neg., AFE, SC, EHN, EF, OM: neg.	Keine	Au, Schlucht; Höchster HT: AFE	NN<600: 47,6559 (>0,0001)
--------------------------	---------------------------	---	---	-------	--------------------------------------	---------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste Testwert lautet auf Laubwälder allgemein, der höchste HT-Testwert auf das eichenreiche AF (AFE). Eine maximale Präferenz für Laubwälder wird in der Literatur v.a. für Nordeuropa beschrieben, während die Art in Mitteleuropa mehreren Quellen zufolge verschiedenste Waldtypen regelmäßig besiedelt und dabei Nadelforste, v.a. solche mit Fichte, nicht meidet, sondern sogar besonders abundant als Lebensraum nutzen kann. Auch im ausgewerteten Datenbestand stellen Nadelforste einen substanziellen Anteil des genutzten Lebensraumspektrums dar (TS/TI für das Konvolut „NDF“ von 13/31%), wobei Kiefernforste weitgehend gemieden werden. Die wenigen beprobten Probestellen eichenreicher Buchenwälder (AFE) werden mit 100% Stetigkeit genutzt, was den maximalen Testwert auf HT-Ebene erklärt.

Die von Gauckler (1964) und Marggi (1992) beschriebene, mutmaßliche Ähnlichkeit der Verbreitung mit jener der Gemeinen Fichte muss als reine Koinzidenz betrachtet werden. Sie besteht ohnehin nur in sehr grober Form und nur in Bezug auf die ungefähren Areal-Außengrenzen, nicht die konkrete Verbreitung in Bezug auf Gebiete, Standorte und Höhenlagen, wo beide Arten sich stark unterscheiden, ja in den meisten Regionen wohl regelrecht ausschließen. Die Fichte geht in Skandinavien viel weiter nach Norden, während *C. hortensis* den Polarkreis nicht bzw. erst in jüngster Zeit (Hatteland & Hauge 2007) überschreitet. Auch fehlt *C. hortensis* im rumänischen Karpatenbogen. Ein weiterer Unterschied ist, dass die Verbreitung der Fichte im nördlichen Mittel- und in Südwesteuropa auf höhere Mittelgebirge beschränkt ist.

Parkartige Gärten werden entgegen Gauckler (1964) durchaus besiedelt.

Trockenwaldstandorte (TRWS)

Einige weitere Arten sollen nur kurz aufgeführt werden, da sie wenige Funde in lichten Trockengebüschen aufweisen. Es sind vorwiegend xerotherme Offenland-Bewohner, die im Wald v.a. sehr lichte Wälder und Gebüsche präferieren.

Amara fusca ist eine xerotherme, xerophile bzw. xerothermophile Art (Müller-Motzfeld 2004, Marggi 1992, Turin 2000) der Trockenhänge, Dünen, sandigen Trockenhabitats wie Sandmager- und -trockenrasen und Heiden, trockenen Ackerbrachen, Rohböden und Ruderalflächen sowie sandiger Flussufer (Koch 1989, GAC 2009, Turin 2000, Gersdorf 1937).

Sie bevorzugt insbesondere sandige, z.T. auch kiesige Ruderalstellen (Marggi 1992, Lindroth 1986, Hurka 1996), die nach Marggi (1992) „spärlich mit Vegetation bewachsen“ sind und nach Luka et al. (2009) v.a. an Ufern und in Feuchtgebieten liegen. In Skandinavien werden ebenfalls sandige und kiesige Standorte, wie auf „sandigem Allmendland oder an steilen Hängen“ bevorzugt (Lindroth 1986). Müller-Motzfeld (2006a) sieht eine Bevorzugung von „Sandboden und Ruderalstellen; auch im fast sterilen Sand von Binnendünen und Abrauhalden.“ Nürnberg (1936, in Marggi 1992) fand eine Bevorzugung „kalkhaltiger Böden, vorwiegend auf Sand.“ In der Döberitzer Heide bevorzugt sie Sandtrockenrasen und sandige Ruderalfluren (Beier & Korge 2001), in der Ueckermünder Heide ist sie relativ verbreitet, in der Senne (Renner 2011, Kaiser 2007) fehlt sie. In einem sandigen, offenen Berliner Ruderal-Ökosystem trat sie abundant auf (Gruttke 1989), fehlte aber in einem überwiegend mit verschiedenen Gehölz-Sukzessionsstadien bestockten einschließlich offener Teilflächen und Lichtungen (Gospodar 1981); auf der Pfaueninsel fand Barndt (1976) sie als Einzeltier in einer

Grasnelken-Schafschwingel-Flur. In den Auen der Mittleren Elbe trat sie nicht auf (Gerisch & Schanowski 2009a).

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie ebenso wenig auf wie nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001).

Auf den Habitaten rund um die Garchinger Haide (Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998, Schulz 1992) wurde sie bisher nicht nachgewiesen. Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) konzentriert sich nicht nur auf Sandgebiete, scheint aber die Kalkgebiete von Jura und Muschelkalk auszusparen.

<i>Amara fusca</i>	TRWS: 300,6659 ($<0,0001$)	TRSS> LITR	TRSS, TRWS, LITR	Keine	--; Höchster HT: -	NN<600: n.s.
--------------------	------------------------------------	------------	---------------------	-------	-----------------------	--------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert lautet auf trockene Waldstandorte (TRWS). In der ISA wird der maximale Testwert für Trockenwald und -gebüsch (TRO) erzielt. Der Literatur zufolge würde eher eine Bevorzugung trockener und sandiger Standorte (TRSS), möglicherweise auch sandiger Offenland-Standorte (SO) der Habitatpräferenz zu entsprechen, der einzige Fund im Datenbestand stammt aber von einem trockenen, felsigen Hang mit Gebüsch- bzw. Krüppelwald-Vegetation. Die wenigen Funde im Datenbestand und wenigen Angaben zu Funden in der Literatur speziell für Bayern erlauben aber keine verlässliche Einschätzung, ob dies ein Ausdruck regionaler Stenökie ist.

Harpalus pumilus wurde neben einem Fund im Kiefern- und Sand-Kontext einmal im Trockengebüsch nachgewiesen und wird beim Kiefernwald besprochen.

A.5.3.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Calodromius bifasciatus ist eine wärmeliebende, arboricole Art, die sich derzeit im Mitteleuropa ausbreitet (Turin 2000) und mehrfach an Eichen gefunden wurde (Hannig et al. 2006, Felix & Wielink 2009). In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie allerdings mehrfach unter Rinde von Kiefern-Arten (*P. pinaster*, *P. pinea*) nachgewiesen (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

A.5.4. Hochlagen-Fichtenwälder

Hoch gelegene Nadelbaum-Ökosysteme sind in Mitteleuropa nicht in allen Mittelgebirgen natürlicherweise vorhanden. Beispielsweise in den atlantischeren Mittelgebirgen der Rhön und des Rheinischen Schiefergebirges fehlen sowohl Fichte als auch Tanne natürlicherweise vollständig, und lediglich auf moorigen Standorten kann wohl davon ausgegangen werden, dass Nadelbäume wie die Kiefer vorkamen und auch nur relativ kleinflächig bestandsprägenden Charakter hatten. Referenzraum für natürliche Nadelbaum-Ökosysteme der Hochlagen der **Mittelgebirge** in der Literatur sind Harz (Rabeler 1952, Rabeler 1963), Erzgebirge (Kleinsteuber 1969, Lorenz 1991) und der Schwarzwald (Lamparski 1988, Molenda 1989, Rausch 1993b, Trautner et al. 1998). Letzterer hat die ausgedehntesten natürlichen Vorkommen hoch gelegener Nadelwälder (Bohn et al. 2003).

Auch wenn die bayerischen **Alpen** nicht Teil der hier durchgeführten Auswertung ist, so macht es doch Sinn, speziell bei dieser Habitatgruppe, Arbeiten aus diesem Bezugsraum (den Alpen allgemein und besonders den Nord- und Ostalpen) im Literaturvergleich zu berücksichtigen, v.a. jene, die aus hochgelegenen Habitaten einschließlich jener oberhalb der Waldgrenze stammen (z.B. Franz 1936, Franz 1943, Kühnelt 1944, Schimitschek 1953/54, Franz 1970). Dies gilt umso mehr, da für viele Arten aufgrund ihres Fehlens in Nordeuropa, das mit der weitestgehenden Vereisung der skandinavischen Berge in der letzten Eiszeit zusammenhängt (Lindroth 1938, Lindroth 1949), ein Rückgriff auf die **skandinavische** Literatur ausscheidet. Ein Teil der Arten zeigt indes eine Verbreitung, die sich sowohl auf Nordeuropa, wo sie meist verbreitet und z.T. häufig sind, und boreomontan auf die Gebirgsregionen Mitteleuropas erstreckt. Für diese Arten ist die umfangreiche Literatur zu den Laufkäfern der Wälder des borealen Nordeuropas (Niemelä 1990, Niemelä 1993a, Niemelä & Haila 1986, Niemelä & Spence 1994a, Niemelä et al. 1985, Niemelä et al. 1986, Niemelä et al. 1987a, Niemelä et al. 1987b, Niemelä et al. 1987c, Niemelä et al. 1988, Niemelä et al. 1989, Niemelä et al. 1990a, Niemelä et al. 1990b, Niemelä et al. 1992, Olson et al. 1997, Abildsnes & Tommeras 2000, Heliölä et al. 2001, Matveinen-Huju et al. 2009) bedeutsam.

Auch mit dem System der **Karpaten und Sudeten** und ihrem Piceetum subalpinum (z.B. Korb 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) bestehen Gemeinsamkeiten in der faunistischen Ausstattung, auch wenn es gerade im Kontext der besonders spezialisierten Arten vielfach um nur regional verbreitete Endemiten oder endemische Unterarten handelt (Holdhaus & Deubel 1910), was die Übertragbarkeit für diese Arten einschränkt.

Auch das Vorkommen der Arten in **Nadelforsten**, sowohl in den genannten Gebieten, als auch in den Gebieten ohne natürliche Nadelwaldstufe, ist eine wichtige Literaturreferenz (z.B. Lauterbach 1964, Geiler 1973).

Wenn in dem folgenden Abschnitt von „montanen Wäldern“ die Rede ist, so sind damit Wälder ab der montanen Stufe aufwärts gemeint, mithin auch subalpine, im Einzelfall auch submontane Wälder sowie Wälder in Kältehabitaten aller Höhenstufen.

A.5.4.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Hochlagen-Fichtenwald (HLW)

Carabus sylvestris ist der Literatur zufolge eine montane Waldart und Art alpiner Habitats (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009).

In Ostdeutschland ist sie nach Arndt (1989) eine „montane bis alpine Art, die in trockenen bis mäßig feuchten Nadel- und Mischwäldern vorkommt, auch auf Waldwiesen, in Mooren, selten unter 300 m NN.“ Hartmann (1998) zufolge ist die Art in Thüringen zwischen 300 und 800 m NN, mit einem Schwerpunkt oberhalb 500 m verbreitet und in „naturnahen Nadel- und Mischwäldern der höheren Regionen des Thüringer Waldes“ teilweise häufig. Für Sachsen geben Nüssler & Grämer (1966) an, dass sie v.a. im Erzgebirge vorkommt und im Elbsandsteingebirge trotz ausgeprägter montaner Charakteristik fehlt; sie bevorzugt „trocken bis mäßig feuchte Nadel- und Mischwälder, Lichtungen, Waldwiesen in Kammlagen, seltener in Tallagen“, und wird „auch auf Moorwiesen in Hochmooren“ angetroffen. Rehfeldt (1984b) fand sie in geringer Dichte am Harzrandes (auf 216 m NN) in einem Fichtenforst. Im Vergleich von Fichtenbestand, totholzreicher Lichtung und Moorfläche am Bruchberg

im Harz (Marten 2012) besiedelt die Art die Lichtung offenbar nur in den ersten Jahre noch mit und meidet den Moorstandort, ist also in ihrem Vorkommen auf den Hartboden und den bestehenden Waldbestand konzentriert.

Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) wird sie für Laub- und Nadelwälder verschiedener Feuchtestufen außer den trockenen Laubwäldern aufgeführt, mit Hauptvorkommen auf frischen Standorten. In hoch gelegenen, Nadelbaum-reichen Wäldern des Schwarzwaldes (Lamparski 1988, Trautner et al. 1998) ist die Art in hoher Stetigkeit vorhanden. Am Feldberg als höchstem Schwarzwald-Gipfel ist sie nach Horion (1951) „besonders in der subalpinen Region verbreitet“ und kommt bis in die oberste Gipfelregion vor. Scheurig et al. (1996) fanden sie aber neben hoch gelegenen Fichtenbeständen (Vaccinio-Abietetum, Luzulo-Abietetum) des Schwarzwaldes in geringerer Abundanz z.T. auch im Luzulo-Fagetum, während Trautner et al. (1998) sie im montanen Buchenmischwald-Reservat des Südschwarzwaldes nicht feststellten. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten drei Hochlagen-Reservaten des Schwarzwaldes kommt sie abundant und stetig vor, am abundantesten im trockenen und lichten Reservat des Nordschwarzwaldes. In Missen des „Grindenschwarzwaldes“ (Rausch 1993b) mit ihren teils anmoorigen Böden tritt sie stetig auf, meidet dabei aber offenbar die nassen Bereiche mit Torfmoosen (vgl. Rausch 1993a) oder kommt dort nur in geringen Abundanzen vor. Auch in hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) ist sie stetig und z.T. abundant vertreten, deutlich weniger in den Laubwaldbestockten Typen und im Offenland. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes abundant, aber noch abundanter in den reinen Nadelbestockungen dieser Höhenlage. Im Mittleren Schwarzwald ist sie auf Standorten des LF auch in bodensauren, submontanen Eichen- und montanen Hasel-Niederwäldern vertreten (Hochhardt 2001).

In der Schweiz lebt sie in Misch- und Nadelwäldern der montanen und subalpinen Höhenstufe (Luka et al. 2009), im westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) oberhalb 1000 m NN, bis in alpine Lagen. Auch aus Frankreich (Alpen, Jura, Vogesen) wird sie aus 1000 m Höhe gemeldet (Forel & Leplat 1995). In den italienischen Alpen ist es nach Casale et al. (1982) vorwiegend eine alpin, im südlicheren Teil des Areals eualpin lebende Art, wie auch im ehemaligen Jugoslawien (Drovenik 1975 in Casale et al. 1982).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) fehlt sie vollständig, wie auch im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006). Für das Riesengebirge führt Hurka (1958a) die Art als „für die alpine Zone charakteristisch, aber über die Wiesen der Intercalarzone [subalpine Zone] bis in den Wald eindringend, jedoch selten bis in die unterer Waldzone“ bei 850 m. In 19 subalpinen bis alpinen Lokalitäten der Westkarpaten fand Sustek (2006) sie auf alpine Habitate wie Latschengebüsch und alpine Rasen beschränkt. In den weiter südlich in Europa gelegenen Gebirgen handelt es sich demnach weitgehend um eine streng alpine Art.

Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten.

Gauckler (1963) beschrieb die auf höhere Lagen Ostbayerns beschränkte Verbreitung in Bayern außerhalb der Alpen. Schmidt et al. (1966) fanden sie als eine dominante Art der Wälder der Hochlagen am Arber, ihre Temperaturorgel-Versuche ergaben jedoch widersprüchliche Werte. In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie in Einzeltieren und mäßig abundant im hochmontanen Bergmischwald und abundant im subalpinen Fichtenwald auf, im Grünerlengebüsch und den tiefer gelegenen Laub(misch)wäldern hingegen fehlend.

<i>Carabus sylvestris</i>	HLW: 201,6155 (<0,0001)	HL>FIKBO>H/F >FINBO>HLF	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, FBL, HFH, KFH, BKH, BOP, (BO1), (BO2), FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	N, A, BA, BL>2, SR, HTr	-; höchster HT: HLF	<6,5°: 64,1050 (<0,0001); NN>500: 97,9158 (<0,0001); >800: 167,5546 (<0,0001); >1000: 226,7884 (<0,0001); >1200: 169,7982 (<0,0001)
---------------------------	----------------------------	----------------------------	--	----------------------------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	----

Der sehr hohe χ^2 -Maximal-Testwert wird für Hochlagen-Fichtenwälder erreicht. Zu den verschiedenen Hochlagen-Habitaten bestehen unterschiedlich starke Affinitäten, ebenso zu Schlüsselmerkmalen wie Blockigkeit, Säure, Habitattradition, sowie Kälteprägung (vgl. auch Müller-Kroehling et al. 2009b mit einer Verschneidung der Karte aus Gauckler (1963) mit einer Klimakarte). Praktisch alle ISA-Ebenen ergeben signifikante IndVal, mit dem höchsten auf Ebene der Hochlagen-Standorte (HTS2). Diese zentraleuropäisch-karpatische Gebirgsart kommt in Bayern mit sehr hoher Stetigkeit in hoch gelegenen, (halb)natürlichen Fichtenwäldern vor, ist jedoch nicht auf diese beschränkt, sondern kann auch hoch gelegene Fichtenforste der Bergmischwaldstufe und weitere kältegeprägte Habitate wie Bachschluchten und Moorränder auch in der montanen Stufe besiedeln. Dass die Art in solchen relativen „Kältehabitaten“ auch deutlich unter die Hochlagen hinabsteigt, und als eher ausbreitungsschwache, da flugunfähige Art auch in Teilen Bayerns ohne subalpine Stufe vorkommt, unterstreicht, dass es v.a. Kälte ist, die das Habitat der Art ausmacht, und nicht spezielle strukturelle Eigenschaften subalpiner Fichtenwälder. Die Treue-Werte für Hochlagen-Fichtenwald sind relativ hoch, unter Einbeziehung der natürlichen Kontakthabitate (Blockhalden, Waldmoore/Moorwälder) noch höher. Als Zeigerart natürlicher Fichtenwälder kann sie nicht gelten, wie schon ihr Vorkommen in Bayern zeigt (Karte s.o.), das sich entlang der Hochlagen auch bis in den Frankenwald erstreckt, der natürlicherweise bis in die Kammlagen von Buchen-Tannenwäldern bestockt war (z.B. Walentowski et al. 2004, entgegen Türk 1993, der kleinflächig auch natürlichen Fichtenwald als möglich ansieht, z.B. im Haderholz bei Tettau).

Pterostichus pumilio ist ein Bewohner montaner Wälder und Hochlagen (Hurka 1996, GAC 2009, Horion 1941), der nach Koch (1989) auch speziell in feuchten Wäldern, Waldmooren und an Quellstandorten sowie im Torfmoos lebt. Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten. Wie *P. unctulatus* handelt es sich um einen Vertreter der montan in Wäldern verbreiteten Untergattung *Haptoderus* (Hurka 1996). Nach Friebe (1983) ist es eine in Buchenwäldern häufige Art. In der Schweiz kommt sie v.a. montan und in Misch- und Nadelwäldern, seltener in Laubwäldern vor (Luka et al. 2009). Auch in Baden-Württemberg ist sie vorwiegend eine montane Art,

Scheurig et al. (1996) fanden sie in hoher Stetigkeit in Buchen- und Tannen-Mischwäldern Baden-Württembergs. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten fehlte sie in beiden Reservaten des Carpinion und trat in allen vier montanen Reservaten abundant auf, sehr abundant in der Bergahorn-reichen Klinge eines montanen Südschwarzwald-Reservates und Nadelbaum-dominierten, hoch gelegenen Reservaten des Süd- wie Nordschwarzwaldes, etwas weniger im eher feuchten Reservat. Müller-Kroehling (2013d) fand sie stetig in Spirkenfilzen des Südschwarzwaldes, besonders den trockeneren Varianten. In allen vier von Lamparski (1988) untersuchten, hochmontanen Beständen des Südschwarzwaldes trat die Art stetig und abundant auf; je höher der Nadelbaum-Anteil, desto abundanter. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) war sie auf (v.a. blockreichen) Waldflächen und auch offenen Flächen wie einem Borstgrasrasen vertreten, in relativ höchster Abundanz in einem hochmontanen, ebenen Fichtenbestand. Auf den Müssen des Grindenschwarzwaldes ist sie in allen drei Typen (Tanne, Fichte, Kiefer) relativ stetig präsent, besonders jener mit führender Tanne. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie nur in den submontanen, von Eichen geprägten auf, nicht den tiefer gelegenen oder dem montanen Hasel-Niederwald. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb ist sie im Kalkbuchenwald abundanter vertreten als im Eichen-reichen LF. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie einzeln in nordexponierten Fichtenforsten und nord- und südexponierten Buchenwäldern und mehrfach in nordexponierten Schluchtwäldern. Im Schönbuch ist sie wenig verbreitet, bevorzugt Nadelforste und erreicht höchste Abundanz im anmoorigen Fichtenforst (Baehr 1980).

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald und in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001) trat sie gleichermaßen stetig auf, etwas weniger abundant auf den offenen Flächen. Auch auf baden-württembergischen Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) fand sie sich sowohl auf Windwurfflächen als auch stehenden Vergleichsbeständen.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie v.a. in bodensauren Ausprägungen z.T. stetig auf, seltener hingegen im Abietetum und noch seltener in basenreichen, und am relativ stetigsten im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006).

Im steierischen Ennsgebiet (Österreich) beschreibt Moosbrugger (1932) das Vorkommen als „in der oberen Waldregion.“ In Vorarlberg und Liechtenstein (Brandstetter et al. 1993) liegt die Mehrzahl der Fundorte in Form von Streu-Gesieben unter verschiedenen Gehölzarten aus der montanen bis alpinen Höhenstufe vor, vereinzelt auch aus tieferen Lagen und hier möglicherweise verdriftet bzw. als „Schwemmling“. Hannig (2006b) berichtet über einen solche vermutliche Verdriftung mit Rhein-Hochwasser in NRW. Denkbar wäre eine Verdriftung z.B. mit Totholz. Im südfranzösischen Ardèche-Gebiet ist sie auf Mittelgebirgslagen des zum Zentralmassiv gehörenden Teils beschränkt und wurde „abundant in Buchenlaubstreu“ gefunden (Balazuc 1984).

In Bayern kommt sie v.a. in Mittelgebirgen vor, wobei Nordostbayern möglicherweise schon außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes liegt, oder aber theoretisch die Art hier bereits in historischer Zeit ausgestorben ist. Sie kommt auch in Mittelgebirgen ohne natürliche Nadelwälder und natürlicherweise offene Kältestandorte vor, wie dem Spessart.

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie sehr stetig oberhalb von 1000 m NN auf, mit maximaler Abundanz und sehr abundant im subalpinen Fichtenwald, und auch im Grünerlengebüsch individuenreich.

<i>Pterostichus pumilio</i>	HLW: 172,7323 (<0,0001)	Fichte: HL>FIKBO>H/F >FINBO>HLF; zusammen: HL>FIKBO>H/F >FINBO>HLF	LH, NND, NDW, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, FBL, HFH, KFH, BKH, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO, NDW, VUP, FIM, FIMA, VUB	N, A, BA, BL>1, SR, (S), (HTr)	Moor; Höchster HT: HLF	<4,5°: 68,8223 (<0,0001); NN >800: 292,9772 (<0,0001); >1000: 267,9721 (<0,0001); HLBKMO: >1200: 125,0974 (<0,0001)
-----------------------------	-------------------------	---	---	-----------------------------------	---------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Stetigkeit und auch die Treue für (halb)natürliche Fichtenwälder (45% der Vorkommen; bzw. unter Einbeziehung deren kältegeprägten Kontaktbiotope und Kahlfächen 62%) ist hoch. Besonders blockreiche Fichtenwälder werden offenbar bevorzugt, die Art findet sich zudem auch sehr regelmäßig in baumfreien Blockhalden, in die sie mehr als nur zufällig und randlich einzudringen scheint, sondern die für sie Teil des Lebensraumes darstellen. Im Aggregat aus kaltluftherzeugenden Blockhalden, Latschengebüsch auf Silikatblockhalden und Blockhalden-Haiden erreicht die Art eine Stetigkeit von 53%. Nur 19% der Vorkommen liegen in Buchen- und Bergmischwäldern, was 12% der Individuen der Art entspricht. Das Chi²-Verfahren weist höchste Werte für Hochlagen-Fichtenwald aus. Kälte, natürliche Nadelwälder, Nadelholzbestockung, mineralische und blockreiche Standorte werden präferiert. In der ISA erzielt *P. pumilio* als einzige Art dieser HTG auf allen Testebenen signifikante Werte, die höchsten IndVal für Hochlagen-Standorte erreichend, also eine Gruppe, die auch die Kontaktbiotope wie Blockhalden usw. beinhaltet.

Habitats der Hochlagen (HL)

Pterostichus aethiops ist eine Waldart, die im Flachland fehlt (Hurka 1996) bzw. als montan eingestuft wird (GAC 2009, Barner 1954, Lauterbach 1964). Horion (1941) zufolge tritt sie „in den deutschen Mittelgebirgen und der anschließenden Ebene stellenweise nicht selten“ auf; „besonders in Süddeutschland, wo die Art auch weiter ins Vorland eindringt“ (Horion 1941). Koch (1989) sieht eine Bevorzugung feuchter Laub- und Mischwälder als gegeben an. GAC (2009) listet sowohl mesophile als auch azidophile Wälder als Lebensraum. Horion (1941) nennt als Lebensraum „schattige, feuchte Stellen in Bergwäldern“, Dahl (1925) hingegen von Funden (in Totholz und unter Rinde) stets an lichten Waldstellen. Koch (1989) zufolge tritt sie auch am Ufer von Waldbächen und hochmontan in Kahlschlägen auf. In Baden-Württemberg besitzt sie dem Zielartenkonzept (Trautner 1996a) zufolge Hauptvorkommen in feuchten wie frischen Nadel- oder Laubwäldern und Nebenvorkommen in Au- sowie Sumpf-/Bruchwäldern.

Aus hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010), dem Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) und dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise. Im Westsauerland fand Lauterbach (1964) sie nur

einzelnen im Eichen-Birkenwald, bei Steinweger (2004) fehlt sie ebenso wie bei Rehage & Feldmann (1977) in einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk. Brüggemann (2008) sieht im Hainich eine Bevorzugung „schattig-feuchter Laubwälder der Mittelgebirge und dabei kalkbeeinflusster Standorte“, wies aber in verschiedenen Probeflächen (konkret solchen mit Buchen- und Aspen-Pionierwäldern) jeweils nur Einzeltiere der Art nach. Hartmann zufolge (mdl. in Brüggemann 2008) gilt die in Thüringen „vom Aussterben bedrohte Art“ als „Indikator für Wälder mit langer Habitattradition und geringem anthropogenen Belastungsgrad.“ Krause (1995) fand sie in Sachsen sowohl im Schluchtwald auf Sandstein wie im Buchenwald auf Basalt, nicht im Schluchtwald auf Kalksandstein oder dem bodensauren Buchenwald. Im Unterharz stellte Tietze (1977) sie im kühl-feuchten Steinschutt-Schluchtwald aus Grauwacke und im Bachauwald fest.

Scheurig et al. (1996) wiesen die Art im montanen Hordelymo-Fagetum der Schwäbischen Alb und im Vaccinio-Abietetum des Schwarzwaldes nach. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten fehlt sie in den Eichen-Hainbuchenwäldern und tritt in allen montan gelegenen Reservaten auf, am abundantesten im Fichten-reichen Reservat des Südschwarzwaldes und am wenigsten abundant im eher lichten, trockenen Nadelbaum-dominierten Reservat des Nordschwarzwaldes. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern und reinen Nadelbestockungen des Südschwarzwaldes nicht. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet fand (Molenda 1989) sie im Fichten-Buchen-Blockwald, Fichten-Moorwald, offener *Sphagnum*-Fläche, im Schluchtweidengebüsch, einem Borstgrasrasen und auf einem Kahlschlag eines blockreichen Standorts, überwiegend nicht hingegen in Fichten-Reinbeständen ebener wie blockiger Standorte. In Niederwäldern des Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie in einem submontanen Eichen-Niederwald gering abundant und in einem montanen Hasel-Niederwald relativ abundant auf. Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art (in geringer Aktivitätsdichte) im moosreichen Fichtenforst und angrenzenden Feuchtwiese, nicht jedoch im vegetationsarmen Buchenwald. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb kam sie wenig abundant in beiden Varianten vor, etwas abundanter im Kalkbuchenwald als im eichenreichen LF. Im Schönbuch ist sie „weitaus am häufigsten in älteren, recht dunklen Fichtenwäldern, vorzugsweise in Bachnähe, gern an Nord- und Osthängen, selten in Schonungen“, in Laubwäldern hingegen sehr selten und nur an feuchteren Stellen zu finden, ebenso auf anmoorigen Standorten; in Kiefernforsten, an Waldrändern und im Offenland fehlt sie (Baehr 1980). Im Gebiet der Wutachschlucht stellte Kless (1961b) sie in nordexponierten Fichtenforsten und Buchenbeständen fest, ferner in einem Kahlschlag mit einzelnen jungen Fichten.

Die Art ist flugunfähig (Luff 1998). Sie trat auf Sturmwurfflächen auf Rhätsandstein und in der Jungmoräne Baden-Württembergs auf und fehlte jeweils im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Auf einer Brandfläche im Odenwald Baden-Württembergs (Trautner & Rietze 2001) fehlte sie ebenso wie in den Vergleichsbeständen.

In Skandinavien tritt sie sowohl in Laub- wie Nadelwald auf (Lindroth 1986). In Großbritannien ist sie montan in den Mooregebieten und Hochländern verbreitet und „bevorzugt luftfeuchte, schattige Habitate wie Wald“.

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt wenig stetig auf, etwas stetiger in bodensauren, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) fehlend. Im Riesengebirge kommt sie „über die Intercalar- [subalpine] bis in die alpine Zone steigend“ vor (Hurka 1958a). In Bialowieza (Szujecki 2006) wurde sie im Tilio-Carpinetum, im Pino-Quercetum und im Flechten-Kiefernwald gefunden.

Für die Schweiz bezeichnet Marggi (1992) sie als „typische Waldart, die fast ausschließlich in Nadelwäldern mit viel Niederschlag lebt“, und zwar „an schattigen Stellen auf feuchtem, moosigen Boden“ und im Winterquartier unter Rinde oder im Totholz. Für Frankreich (du Chatenet 2005) werden „feuchte Wälder“ in montanen Regionen, Rändern von Weihern und Mooren“ als Lebensraum angegeben. Kühnelt (1944) fand sie in den österreichischen Alpen in hoher Abundanz in einem subalpinen Fichtenwald an dessen unterer Höhengrenze, nicht jedoch den Buchenwäldern oder anderen Typen.

Verschiedene Autoren berichten von Funden in Totholz und unter Rinde (Dahl 1925, Horion 1941, Hurka 1958a).

<i>Pterostichus aethiops</i>	HL: 62,1704 (<0,0001)	KFH/HLH>H/F> NND>HLW> NDW	(LH), NND, NDW, HL, HLW, HLH, (WS)H/F, HLF, KFH	A, BA, BL>2, SR	(Buche): höchster HT: KFH	<7,5°: 30,2847 (<0,0001); NN>400: 19,2496 (<0,0001); >800: 44,7742 (<0,0001); >1000: 14,9015 (0,0001); >1200: 42,1546 (<0,0001)
------------------------------	--------------------------	---------------------------------	---	--------------------	---------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Verbreitung von *P. aethiops* in Bayern (Lorenz 2004) ist nicht auf die hohen Mittelgebirge begrenzt, worauf auch schon Horion (1941) hingewiesen hatte, zeigt aber eine deutliche montane Präferenz (> 800 m). Für (halb)natürliche Fichtenwälder ergeben sich mittlere Stetigkeits- und Treue-Werte auf Individuen-Basis, während die Treue-Werte auf Vorkommens-Basis deutlich geringer sind, was die Vielfalt an (in geringerer Dichte) besiedelten anderen Lebensräumen zeigt. Höchster Chi²-Wert wird für Hochlagen-Habitate, höchster für einen HT für Kahlfächen der Hochlagen erreicht. Eine Bevorzugung hoch gelegener Habitate bzw. Standorte ergibt sich signifikant auch in der ISA (HTB1, HTB3), wenn Kahlfächen bzw. Blockhalden in den Test einbezogen werden.

P. aethiops kann als Beispiel für eine Art gelten, die nicht an einen bestimmten Habitattyp gebunden, aber dennoch relativ stenök ist. Eine Gemeinsamkeit der Vorkommen könnte in der ausreichenden, jedoch nicht im Überschuss vorhandenen (Luft)feuchtigkeit und Bodensäure bei kühler bzw. montaner Tönung und dennoch ausreichender Lichtigkeit liegen. Die Habitatpräferenzen in den bayerischen Daten sprechen eher für die Bevorzugung saurer bzw. Meidung stark basenreicher Standorte bzw. solcher mit freiem Kalk. Möglicherweise werden basenreiche Standorte v.a. dort besiedelt, wo ausreichende Totholzvorräte vorhanden sind. Die eigenen Funde (Datensatz I) auf besser basenversorgten Standorten liegen alle auf Basalt der Oberpfalz und der Rhön und weisen durchgehend höhere Totholzvorräte auf.

Fichten-Blockwald (FBL)

Trechus rubens ist nach übereinstimmender Literaturdarstellung ein schattenliebender, daher vorwiegend in Wäldern vorkommender, hygrophiler Uferbewohner (Lindroth 1986, Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a). Die Mehrzahl der Arbeiten betont zudem ein Vorkommen auf torfigem Substrat bzw. in Mooren (Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Hurka (1996) erwähnt lehmige Ufer. Köhler (2000) klassifiziert sie als ripicole Art. Auch nach Burmeister (1939) kommt die Art „an Fluss- und Bachufern (bis 1000 m), besonders in Wäldern unter tiefen Steinen und Genist“ (hemisubterran), u.a. „in Mooregebieten“ vor. Koch (1989) bezeichnet sie als pholeophil [Dunkelheit-liebend]. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „humicol“ ein. In den Südtiroler Alpen hält Kopf (2008) sie für eine „feuchtigkeitsliebende Art anmooriger Böden und schattiger Schotterufer.“ Ludewig (1996) gelang 1995 der Wiederfund in der Pfalz „am Bachufer eines Nadelwäldchens unter bemoosten Steinen“, also in einem Gebiet ohne natürliche Fichtenvorkommen. Für Baden-Württemberg stuft Trautner (1996a) die Art im Zielartenkonzept als Bewohner von Fließ- und Stillgewässer-Ufern (Hauptvorkommen) und Au- sowie Sumpf-/Bruchwäldern (Nebenvorkommen) ein, jedoch ohne Höhenangabe (wie in dieser Arbeit durchgehend). In Schwarzerlen-Bruchwäldern (sh. ausführlich zu diesem Habitat auch dort) tritt diese Art nur gelegentlich und in geringen Abundanzen auf (Stegner 1998a, Stegner 1999), kann nach Stegner (1999) aber in Mitteldeutschland möglicherweise als Leitart für diesen Habitattyp gelten.

In einem Gebiet Mecklenburgs gelangen (Wieder)funde der zeitweise für Mecklenburg-Vorpommern verschollenen Art an humusreichen Grabenufern sowie in einer Tongrube (Stegemann 2002). In einem nordwestböhmischen Feuchtgebiet mit mineralischen und organischen Standorten (Hejkal 1960) trat sie in einem sumpfigen Bacherlenauwald auf Sandstandort auf.

In Polen kommt sie am häufigsten unter Steinen in der Nähe kalter Bäche vor und wird als „hygrophil und humicol“ eingeschätzt (Pawlowski 1975). Obwohl es eine „feuchtigkeits- und schattenliebende Art“ und „in erster Linie eine Art des hochborealen Waldgebietes“ ist, ist es nach Lindroth (1949) in Skandinavien „trotzdem weder eine ausgeprägte Ufer- noch Waldart“, sondern häufig auch unter

hochwüchsiger Vegetation des Offenland anzutreffen, oder „tief in der Erde unter großen Steinen.“ Sie kommt „gern in nassem Laub, Reisig usw., stets sehr feucht bis tiefend nass“ und daher oft in Uferbiotopen, „oft kleinsten Bächen“ und „auch in feuchten Wäldern“ vor (Lindroth 1949). Bei Untersuchungen borealer Wälder tritt sie mit gewisser Regelmäßigkeit, meist in geringen Individuenzahlen auf (z.B. Halme & Niemelä 1993, Koivula & Niemelä 2003, Abildsnes & Tommeras 2000). In Großbritannien ist die Art v.a. nördlich verbreitet und findet sich lokal, meist in Nadelwald, oft in Bachnähe (Luff 1998). Die wenigen von Turin (2000) ausgewerteten Funde in den Niederlanden liegen in Feuchtgebüsch und Röhricht.

Die Art tritt im Mittelgebirge häufiger als in tieferen Lagen (Müller-Motzfeld 2006a, Franz 1943) auf. Horion (1941) widerspricht Jeannels (1927) These, wonach es sich um ein Eiszeitrelikt handelt. Das regelmäßige Auftreten auch in tieferen Lagen einschließlich Meeresdrift und Hochwassergenisten (Rudolph 1976b, Lindroth 1986, Topp 1988) sowie im „Autokescher“ (Müller-Motzfeld 2006a) attestieren zwar eine gute Ausbreitungsfähigkeit der makropteren, flugfähigen (Turin 2000) Art, nach Lindroth (1949) kann es sich dabei vielfach aber auch um verflogene Tiere und somit nicht permanente Vorkommen handeln. Das Verbreitungsbild stellt in der Konsequenz lediglich einen Übergang zur boreoalpinen Verbreitung (Holdhaus 1954a, Horion 1941), bzw. eine „vielleicht boreomontane“ Verbreitung (Lindroth 1949) dar, was Horion (1941) mit ihrem „besonderen Kältebedürfnis“ begründet.

Es ist davon auszugehen, dass sie wegen ihrer „fast subterranean“ Lebensweise (Lindroth 1949) mit Bodenfallen untererfasst wird.

<i>Trechus rubens</i>	FBL: 26,6380	Fichte: HLW>(HL); zusammen: ALN>STA/CEA >SQS>AW>AB	(HL), HLW, FBL, FH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU	N, BL>2	Au; Höchster HT: FBL	NN>800/1000/ 1200: n.s.
-----------------------	--------------	--	---	---------	-------------------------	----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der maximale Chi²-Testwert der Art, zugleich höchster HT-Wert, zeigt Fichten-Blockwälder als präferiertes Habitat an. Angesichts ausgeprägten Bedürfnisses für Kälte, Feuchtigkeit, und Petrophilie und einer Präferenz für Nadelbaumbestockungen kann diese Einschätzung als prinzipiell zutreffend angesehen werden, auch wenn die signifikanten Testwerte im Bereich der Auwälder anzeigen, dass in dieser Habitatgruppe ebenfalls Affinitäten bestehen, zumal die besiedelten Habitate auch laut Literatur meist in Bachnähe liegen.

Halbnatürlicher Fichten-Hochlagenwald (HFH)

Dromius fenestratus ist eine arboricole Art und wird als solche mit Bodenfallen untererfasst. Die in Wäldern (Hurka 1996), in manchen Regionen auch speziell montanen Wäldern (GAC 2009) vorkommende Art besiedelt bevorzugt Nadelbäume (Kiefer, Fichte) (Trautner 1984, Lindroth 1986, Marggi 1992, Turin 2000, du Chatenet 2005), und kommt nur „manchmal auch auf Erlen“ vor (du Chatenet 2005). Da sie in hessischen Naturwaldreservaten (z.B. Flechtner et al. 1999/2000) im Buchenoptimum, außerhalb des Tannenareals und ohne Sonderstandort-bedingte, natürliche Vorkommen von Fichte oder Kiefer, regelmäßig vorkommt, ist sie sicher nicht auf Gebiete mit natürlichen Nadelwaldvorkommen beschränkt. Sie zeigt aber dennoch Ansätze einer boreomontanen Verbreitung (Burmeister 1939: „boreoalpin“). Auch wenn sie nach Horion (1941) ausdrücklich nicht boreomontan/-alpin verbreitet sein soll, da sie in ganz Deutschland vorkomme, ist sie doch an ihrem westlichen Arealrand, der in Westdeutschland und den BeNeLux-Staaten verläuft, selten und z.T. ausgestorben (Turin 2000, Irmeler & Gürlich 2004), oder auf höher gelegene Teile beschränkt bzw. bevorzugt diese (Persohn & Bettag 1991, Bense 1993, Turin 2000), und zeigt eine Konzentration der Vorkommen (Trautner et al. 2014) auf die Mittelgebirgsregionen. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Im Harz konnte sie auf einer Wald- und Kahlfäche der Fichtenwaldstufe nachgewiesen werden (Martens 2012), im Nordschwarzwald in den Nadelwäldern der Missen (Bense 1993). Hartmann (1924) fand die Art in Baden zahlreich unter der Rinde einer Fichte. Hurka (1960) erwähnt mehrere Funde speziell auf Fichte. In einem nordböhmischen Feuchtgebiet wurde sie in einem Sandbirken-

Waldkiefern-Fichten-Mischwald auf Torf unter Nadel- wie auch Laubbaumrinde gefunden (Hejkal 1990). In einem auf seine Dromiidenfauna untersuchten Berliner Kiefernforst trat die Art nicht auf (Simon 2001).

In höheren Lagen kommt die Art in stärkerem Maß auch auf Sträuchern (wohl v.a. Zwergsträuchern?) vor (Turin 2000), was erklären könnte, warum sie hier in stärkerem Maß auch in Bodenfallen gefangen wird. Die Funde aus dem westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) gelangen an *Abies* bzw. im Buchen-Tannen-Mischwald, in der montanen bis subalpinen Höhenstufe. In Skandinavien wird sie auf verschiedenen Baumarten einschließlich Laubbäumen gefunden, „scheint aber die Kiefer vorzuziehen“ (was auch in Mitteleuropa zutrefte) und die Fichte weniger zu frequentieren (Lindroth 1949).

Die Art wurde in bayerischen Kronenfauna-Untersuchungen sowohl in Fichtenforsten (Herbig 2004) als auch an Fichte und Tanne im Frankenwald, Bayerischen Wald und Frankenhöhe (Laufkäfer-Fänge zu Gauderer 2004, Simon det.) gefunden und ist in Bayern v.a. in den Mittelgebirgen, aber auch den Flusstälern verbreitet (Lorenz 2004). Beispielsweise im Nordostbayern ist sie verbreitet und vorwiegend an Nadelbäumen, seltener aber auch auf Laubbäumen nachgewiesen worden (Hofmann et al. 2001).

<i>Dromius fenestratus</i>	HFH: 36,0914 (<0,0001);	HLW>HL> FINBO>HLF> FIKBO	NND, HL, HLW, H/F, HLF, HFH, FINBO, FIKBO	n.t.	-; höchster HT: HFH	NN>800: 12,5842 (0,0004); >1000: n.s.; >1200: n.s.
----------------------------	-------------------------	--------------------------	---	------	---------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Eine Bevorzugung montaner Lagen (konkret >800 m NN) und von Nadelbäumen (hier in Form der Hochlagenwälder am oberen Rand des Bergmischwaldes) ist mit dem höchsten Chi²-Testwert im Prinzip in Einklang, der auf halbnatürlichen, hochmontanen Fichtenwald am oberen Rand der Bergmischwaldzone lautet, wenn man in Rechnung stellt, dass die Art als arboricole Art zweifellos untererfasst ist.

Hochlagen-Kahlflächen (KFH)

Temporäre Lichtungen und Kahlflächen des Hochlagenwaldes werden hier als Bestandteil des desselben aufgefasst.

Amara nigricornis ist eine boreomontan verbreitete Art (Hurka 1996), nach Schmidt (1982) (und Marggi 1992) sogar eine „extrem boreoalpine.“ In Mitteleuropa besiedelt sie ausschließlich Habitate höherer Lagen und hier (weitgehend) unbeschattete, mäßig trockene Habitate wie Bergweiden, Waldlichtungen (Hurka 1996) und Schneeränder (Müller-Motzfeld 2006a). In Sumava kommt die Art u.a. auf Kalamitätsflächen und aufgelichteten, vergrasteten Fichtenwaldbeständen hoher Lagen vor (Moravec & Dvorak 2000).

Lindroth (1949) bezeichnet sie für Skandinavien als Art „des hochborealen Waldgebietes.“ Sie bewohnt hier die nördliche Nadelwaldregion, v.a. in offenen Wäldern und an Waldrändern, auf mäßig trockenen, kiesigen Böden mit spärlicher Vegetation (Lindroth 1986). Lindroth (1949) betont, sie sei „entschieden nicht kulturbegünstigt“ und im 19. Jahrhundert in Schweden offenbar häufiger gewesen als Mitte des 20. Jahrhunderts. Sie wurde in Schweden „wiederholt auf offenem Waldboden, auch unter Kiefernrinde“ gefunden (Lindroth 1949).

Paill (2001) nennt „(sub)alpine Rasengesellschaften“ als Lebensraum. Geiser (2001) führt für das Bundesland Salzburg einzig einen Fund auf, der in einem Moorgebiet liegt. Aus der Schweiz meldet Marggi (1992) sie xerophil von „hochgelegenen Felsenheiden und mageren Rasen“ oberhalb 1700 m NN. Aus Frankreich gibt du Chatenet (2005) das Vorkommen „ausschließlich im Hochgebirge, nahe dem Firm“ an. Bisio (2002) beschreibt das Vorkommen im Piemont auf Almen von 1800 bis 2400 m.

Die Art besiedelt also u.a. temporäre Offenland-Habitate der Wald-Höhenzonen, wie Kahlschläge (Hejkal 2010), Waldbrände, oder nach Kahlschlag abgebrannte Wälder (Lundberg 1984, Lindroth 1986, Muona & Rutanan 1994 in Skandinavien, Paill 2001 in den österreichischen Alpen), was für ein zumindest teilweise hohes Besiedlungspotenzial dieser makropteren (Hurka 1996) Art spricht, trotz

beschränkten Verbreitungsbildes. In einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) trat sie nur auf der Brandfläche mit selektivem Einschlag und jener mit stehendem Restbestand auf, nicht dem Kahlschlag nach kontrolliertem Brennen oder der Kontrollfläche. Muona & Rutanan (1994) bezeichnen *A. nigricornis* für Waldbrände borealer Wälder in Finnland als „Brandspezialisten“, doch handelt es sich wohl nur um eine „strukturell pyrophile“ Art (Müller-Kroehling et al. 2014b).

In den atlantischeren und südlicheren Teilen des Vorkommens ist sie laut Literatur stärker auf alpine Lagen beschränkt.

Die deutsche Verbreitung der Art (Trautner et al. 2014) beschränkt sich auf Bayern (Alpen, Bayerischer Wald). Nachweise aus dem Odenwald erwiesen sich als Fehldetermination (Ludewig, mdl. Mitt.).

<i>Amara nigricornis</i>	KFH: 230,1600 (<0,0001)	HL>FIKBO> HLH>NND> HLMO	NND, NDW, HL, HLH, H/F, KFH, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	(A), (BA)	-; höchster HT: KFH	<4°: 11,8360 (<0,0006); NN>1100: 58,0399 (<0,0001); >800: 37,7310 (<0,0001); >1000: 45,4450 (<0,0001); >1200: 63,2291 (<0,0001)
--------------------------	-------------------------	-------------------------------	---	-----------	---------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art wurde in vorliegenden Daten ausschließlich in offenen Habitaten nachgewiesen, und zwar hauptsächlich in Kahlfächenhabitaten nach Borkenkäferfraß in Hochlagen, also der „Kahlfächenheide“ (KFH), sowie auf (Rauschbeer-)Zwergstrauch-Moorheiden einiger Hochlagenmoore. Azonal trat sich auch in der Rauschbeer-Heide eines auf ca. 840 m NN unweit des Bayerischen „Kältepol“ bei Haidmühle gelegenen Moores im Bayerischen Wald auf, was als Indiz für den „Kälteanspruch“ der Art gewertet werden kann.

Der sehr hohe Chi²-Maximalwert für KFH deckt sich mit dem in der Literatur beschriebenen Habitat. Die Art zeigt extreme Höhen- bzw. Kältepräferenz bei gleichzeitiger Heliophilie. Auch in der ISA errechnen sich auf verschiedenen Ebenen signifikante IndVal, der höchste für die HTB1 (Hochlagenwälder mit Kahlfächen zusammen) und ebenfalls für den HT der KFH.

Carabus arvensis tritt in Mitteleuropa in mehreren Rassen auf, die möglicherweise eine unterschiedliche Habitatpräferenz jenseits eine regionalen Stenökie haben (Mandl 1963; vgl. Lebensraum-Angaben in Turin et al. 2003), infolge unterschiedlicher Eiszeit-Überdauerungsräume (Mandl 1963). Sie ist ein heliophiler Bewohner verschiedener, nährstoffarmer Lebensräume (sh. auch bei Moorwald und Kiefernwald), und kann u.a. auch lichte, und saure Wälder (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009, Westhoff 1882) als Lebensraum nutzen. Müller-Motzfeld (2004) stuft sie für Deutschland als xerotherm und silvicol ein, Thiele (1977) als Waldlichtungs-Art. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) sind frische Nadel- wie Laubwälder als Haupt- und trockene Nadel- wie Laubwälder als Nebenvorkommen aufgeführt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Vorkommen (als Schwerpunkt-vorkommen, ohne weitere angegebene Haupt- und Nebenvorkommen) in bodensauren Wäldern und Forsten. Weitere Lebensräume nach der Literatur sind Kahlschläge (Turin 2000) und Borstgrasrasen (Schmale 1996). Auf basenreichen Magerstandorten (z.B. Eckel 1988) tritt sie offenbar nicht auf.

Während sie im nördlichen Mitteleuropa und Nordeuropa auch und vor allem eine Bewohner von Heiden und ähnlichen Lebensräumen ist und hier stärker als im Wald vorkommt (z.B. Turin 2000) bzw. „nur ganz lichten Baumbewuchs, z.B. in Kiefernheiden“ toleriert und in Sibirien in der Tundra vorkommt (Lindroth 1949), präferiert sie im südlichen Mittel- und in Osteuropa Wälder als Lebensraum (Lindroth 1949, Turin et al. 2003), und zwar speziell Kiefernwald (Lindroth 1949). Lindroth (1949) bezeichnet sie daher für Mitteleuropa als „echtes Waldtier.“ Neben Vorkommen in montanen bis subalpinen Wäldern tritt sie auch oberhalb der Waldgrenze auf (Marggi 1992, Turin et al. 2003).

Vogel & Krost (1990) stellen sie von verschiedenen Waldtypen der Geest nur in Fichtenforsten fest. Lauterbach (1964) fand sie in einem Gebiet des Westsauerlandes in den meisten Bestandstypen,

sowohl auf Sandstein als auch auf Kalk, am abundantesten jedoch im Fichten-Jungbestand auf Sandstein. In Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) trat sie nicht auf. In Thüringen wurde die Art Hartmann (2001) zufolge „in fast allen Waldbiotopen gefunden, aber auch in großer Zahl auf montanen Waldwiesen“, doch ist das Vorkommen in Gebieten mit basenreichen Standorten doch offenbar weitgehend auf Nadelforste oder Kahlschläge derselben mit ihrer sauren Auflage beschränkt, so im Nationalpark Hainich (Brüggemann 2008).

Scheurig et al. (1996) stellten sie in baden-württembergischen Buchenwäldern und Forsten in einigen bodensauren Buchenwäldern. In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten fehlt sie in den Eichen-Hainbuchenwäldern und tritt im montanen Buchenmischwald des Südschwarzwaldes mäßig abundant auf, im hoch gelegenen Nadelbaum-geprägten Reservat dort in Einzeltieren. In den Nadelbaum-geprägten, hoch gelegenen Reservaten des Nordschwarzwaldes fehlt sie. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den reinen Nadelbestockungen. Am Feldberg als höchstem Schwarzwald-Gipfel ist sie nach Horion (1951) die häufigste Art der Gattung und kommt bis in die oberste Gipfelregion vor. In den Müssen des Nordschwarzwaldes (Rausch 1993b) trat sie nicht auf. In einem hochmontanen Gebiet des Südschwarzwaldes fand Molenda (1989) sie nur auf einer der Probestellen abundant, einem Borstgrasrasen mit Preiselbeere und mit Mulden an Schneefeldrändern und langer Schneelage. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie nicht auf. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern der Schwäbischen Alb trat sie (als Einzeltier) nur im Buchenwald auf Kalk, nicht im bodensauren, Eichen-reichen LF auf. Im Schönbuch ist es eine der häufigsten Arten der Gattung, die höchste Abundanz in „älteren, feuchten“ Fichtenforsten erzielend, und häufig auch in „dunklen und feuchten Laub-(Buchen)wäldern sowie in Kiefernforsten (Baehr 1980); sie meidet Baehr (1980) zufolge im Schönbuch sehr feuchte Stellen, mit Ausnahme einer Vermoorung, und auch lichten und trockeneren Buchen- und Eichenwald“, verhält sich also nicht heliophil und etwas hygrophil. Im Gebiet der Wutachschlucht fand Kless (1961b) sie hingegen nur in einem südexponierten Wald mit höherem Kiefernanteil auf saurem Substrat. Bei der Untersuchung von Schneisen in Wäldern in Baden-Württemberg (Diefenbach 1990) trat sie deutlich bevorzugt im Pioniergehölz des Schneisenbereichs auf. Sie trat auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg auf Jurakalk und Rhätsandstein auf, und seltener in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie mäßig und abundant auf, sowohl in basenreichen als in bodensauren und im Abietetum, im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) hingegen fehlend.

Im Riesengebirge kommt die Art „hauptsächlich auf Wiesen der Intercalarzone“ [subalpinen Zone] vor (in der ssp. *noricus*) (Hurka 1958a). Hölzel (1967) stuft sie als „Rückwanderer über weite Distanz“ ein und fand sie in der Rasse *noricus* in einem alpinen Latschenhochmoor und seinem Umfeld in den österreichischen Alpen. Für das westliche Österreich werden von Brandstetter et al. (1993) wenige, oberhalb der Waldgrenze gelegene Funde aufgeführt. Auch für Frankreich wird neben bestimmten Habitaten tieferer Lagen „Grasland an der Waldgrenze in Höhenlage“ als ein Lebensraum genannt (Forel & Leplat 1995).

Apfelbacher (1998) fand sie am Arbergipfelplateau „nicht selten.“

<i>Carabus arvensis</i>	KFH/HLH: 180,9342 (<0,0001)	Fichte: NND>HL> FIKBO>H/F> NDW; <u>zusammen:</u> NND>HL> FIKBO>H/F> NDW	LH, NND, NDW, HL, (HLW), HLH, H/F, KFH, BKH, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, SHK, VUG, PMS	A, BA, SR	Kiefer, Moor; Höchster HT: KFH/HLH	NN>800: 45,3988 (<0,0001); >1000: 61,0667 (<0,0001); >1200: 61,9193 (<0,0001)
-------------------------	-----------------------------------	--	---	-----------	--	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Hochlagen-Kahlflächen (des subalpinen Nadelwaldes) erreichen den höchsten Testwert und sind unter den spezifischen Habitaten offenbar jenes, das dem Vorzugshabitat am nächsten kommt.

Natürliche Nadelwaldstandorte der Hochlagen und Sandstandorte (NND) stehen an zweiter Stelle der Chi²-Testwerte und bilden eine Klammer um die Habitate der Art im Fichten- und Kiefern-Kontext. Die Testergebnisse zeigen, dass die Art im Bergmischwald und Hochlagenwald Bayerns (außerhalb der Alpen) v.a. Kahlflächen präferiert, daneben aber auch in Sand-Kiefernwäldern und verheideten Mooren sowie Latschenfilzen (hier z.T. als eine der wenigen Laufkäfer-Arten überhaupt, z.B. in der Wildau bei Sonnen) vorkommt. Laut Chi²-Test bevorzugt sie stärkere Auflagen (Moder oder stärker), wie sie für v.a. stark saure Standorte und durch raues Klima gehemmte Zersetzung typisch sind. Obwohl die Art auch in collinen Lagen auftreten kann, und dies nicht nur in Kältehabitaten (z.B. in Eichen-Hainbuchenwäldern, Müller-Kroehling 2007), besteht tendenziell doch eine Affinität zu höheren Lagen.

Konvolut aus Hochlagen- und Mooren

Trechus splendens ist alpinisch-karpatisch-herzynisch mit Ausdehnung bis in deutsche Mittelgebirge verbreitet und besitzt ihr nordwestlichstes Vorkommen um Kassel (Jeannel 1927). Müller-Motzfeld (2006a) zufolge tritt sie nur in höheren Lagen der Mittelgebirge auf, GAC (2009) nennt sie für montane Wälder, Hochmoore, Feuchtheiden und arme Niedermoore. Burmeister (1939) zufolge lebt sie „an Gebirgsbächen und -quellen in der Waldregion (über 1000 m), an Seeufnern, unter Steinen, feuchtem Moos sowie im *Sphagnum*.“ Die als Eiszeitrelikt (Pawłowski, schriftl. Mitt. 2001) aufzufassende Art ist ausbreitungsschwach, da flugunfähig (Pawłowski 1975). Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten. Nach Schweiger (1955) „nimmt *T. splendens* innerhalb der subalpinen *Trechus*-Arten der Ostalpen durch ihre Lebensweise und Verbreitung im gewissen Sinne eine Sonderstellung ein. Ihre Hauptverbreitung besitzt diese Art in den deutschen Mittelgebirgen, in Böhmen und in den Nordkarpaten, sie findet sich aber auch in der östlichen Hälfte der Ostalpen.“ Dort aber „weist *T. splendens*, der hier mehr die unteren Bergwälder bewohnt, trotz der relativ weiten Ausdehnung seines Wohngebietes, eine merkwürdig sporadische Verbreitung auf.“ Ermisch & Langer (1932) stufen die Art im sächsischen Vogtland als tyrophil ein.

Kleinstüber (1969) fand *T. splendens* in einem Mooregebiet des Westerzgebirges als „dominante Art“, und zwar sowohl im das Moor umgebenden, auf „nur geringer organischer Auflage“ stockendem Fichtenwald als im Moor selbst, und hier sowohl in den Fichten-, Fichten-Moorkiefern und Moorkiefern-Flächen, als auch in der „Pfeifengrasgesellschaft“. Krause (1995) fand sie in der Sächsischen Schweiz auch in Bachschluchten auf Sandstein, wo die Art (wie die dort azonal natürlicherweise vorkommenden Fichten) möglicherweise vom „Kellerklima“ profitiert. Sie dringt in jene Teile der Lausitz und damit in das Tiefland vor, die sich auch durch ein autochthones Fichten- und Tannenvorkommen ausweisen (Barndt 2004), und wurde hier von Barndt (2004) in einer Quellflur im Buchenwald gefunden.

In Tschechien und der Slowakei lebt sie in mäßig feuchten bis nassen Habitaten, u.a. Wäldern und an Quellbächen (Hurka 1996). In Polen bewohnt sie Bergwälder, auch oberhalb der Waldgrenze (Burakowski 1973/74), und zwar auf die „mittelalpine“ Stufe der Sudeten beschränkt, in Bezug auf das Mikrohabitat humicol und muscicol (Pawłowski 1975). Hurka (1958a) nennt sie für das Riesengebirge eine „charakteristische Waldart, die ihr Maximum in der subalpinen Zone erreicht.“ Bohac (2001) fand die Art im Riesengebirge (Tschechien) in durch „neuartige Waldschäden“ unterschiedlich stark geschädigten Fichten-Hochlagenwäldern, in hoher Stetigkeit und Abundanz.

<i>Trechus splendens</i>	HLMO: 56,8854 (<0,0001)	Fichte: HLBLKMO> HL>HLW>FBL> HLF; zusammen: MWA>FIM> MWP>MWSI> HLBLKMO	ORG, NND, NDW, HL, HLW, H/F, HLF, FBL, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO, OMBR, CRS, MWA, MWSI, MWP, PMS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA	N, A, BA, F, S, (HTr)	Moor; Höchster HT: PMS	<6,5°: 24,6065 (<0,0001); NN>800: 33,9935 (<0,0001); >1000: 24,9138 (<0,0001); >1200: 10,7490 (0,0010)
--------------------------	-------------------------	---	--	--------------------------	---------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Der höchste Chi²-Testwert wird für das Konvolut aus Hochlagen-Habitaten und Mooren errechnet. Die Treue-Werte für natürliche Fichtenwälder und Moore zusammen betragen beispielsweise 41%. Die im

Chi²-Test aufscheinende Bevorzugung organischer Standorte deutet darauf hin, dass die Art nicht an erster Stelle ein Fichten-Hochlagenwald-Bewohner, sondern eine Art des feuchten Waldes höherer Lagen und organischer Standorte ist. Offenbar ist sie auf kalte, feuchte und luftfeuchte Standorte (bewaldete Moore, Hochlagen-Fichtenwälder mit ihren hohen Niederschlägen) spezialisiert und auch angewiesen. In intakten Hochlagenwäldern findet die Art diesen Lebensraum auf zusammenhängender Fläche, auf den Bergen des Vorderen Bayerischen Waldes wie dem Einödrigel hingegen nur in höheren Lagen und auf Sonderstandorten wie in den Mooren.

Hinsichtlich der Literatur zu ***Carabus violaceus* (s.str.)** ist zu berücksichtigen, dass sich die Angaben z.T. auf die Art als Ganzes, oder sogar ausschließlich auf andere Unterarten wie *C. v. purpurascens* beziehen. Herrera & Arricibita (1990) bezeichnen sie als „polytypische Art mit zahlreichen, an verschiedene Habitate angepassten Unterarten.“ Manche davon haben als Eiszeitüberdauerer (Mandl 1963 in Lindroth 1986) relikttärenden Charakter und sind wahrscheinlich anders eingemischt als die ausbreitungsfreudigeren Rückwanderer, auch wenn es z.T. rezente wieder zu einer Durchmischung gekommen ist. Die Nominatform ist der Literatur zufolge, soweit diese auf Unterart-Ebene Aussagen trifft (GAC 2009, siehe aber unten, Maggi 1992), eine montan getönte Art, die azidophile und montane, oft lichte Wälder und Feuchtwälder als Habitat nutzt. Für manche Regionen ist die Art in GAC (2009) auch für Biotope der Kulturlandschaft aufgeführt, möglicherweise auf einer nicht ausreichenden Differenzierung beider Unterarten beruhend.

Zwar kommt die Art Turin et al. (2003) zufolge in Mitteleuropa in verschiedenen Höhenstufen vor, doch müssen diese Angaben aufgrund der z.T. diffizilen bzw. unterschiedlich geführten Unterart- und Rassengliederung, die mit der nacheiszeitlichen Wiederausbreitung zusammenhängt (Henseler 1940, von Poschinger & Wachnitz 1955, Blumenthal 1961, Mandl 1963 in Lindroth 1986, Blumenthal et al. 1977) entsprechend zurückhaltend interpretiert werden, wenn sie sich nur auf „*C. violaceus*“ beziehen. Berücksichtigt werden muss auch, dass sich Mischpopulationen gebildet haben (zwischen der Nominatform und *purpurascens* als stabile Mischform *psiloptera* bezeichnet, vgl. Blumenthal et al. 1977). In jenen Mittelgebirgen, wo es genauer untersucht und angegeben wurde (z.B. Blumenthal et al. 1977 für die Eifel, vgl. auch von Poschinger 1950b für den Bayerischen Wald), ist *C. violaceus* (und der von ihr mit gebildete *psiloptera*) v.a. ein Bewohner des höheren Mittelgebirges.

Henseler (1940) bezeichnet die Art als „reines Waldtier“, Horion (1941) zufolge kommt sie „vorzugsweise in Wäldern“ vor, entsprechend auch Korell (1986) und Hurka (1996). Angaben, dass die Art auch auf „Feldern, Weiden und Wiesen“ (Burmeister 1939) oder generell auch „auf offenem Gelände“ vorkommt (Koch 1989) basieren wohl zumindest teilweise auf Quellen, die nicht hinreichend zwischen beiden Taxa unterschieden haben. Nach Müller-Motzfeld (2006a) kommt die Art „besonders in Wäldern, Mooren und alpinen Matten“ vor. In der Lüneburger Heide ist sie nach Blumenthal (1969) auf Bereiche mit „alten Wäldern“ und Wacholderheide beschränkt. Aßmann & Schnauder (1998) zufolge (wohl v.a. für nordwestdeutsche Verhältnisse) „besiedelt *C. violaceus* Wälder unterschiedlicher Ausprägung (vom trockenen *Betulo-Quercetum* bis zum *Stellario-Carpinetum* und *Sphagnum*-reichen *Betuletum pubescentis*, konnte aber bisher nicht aus nassen, nährstoffreichen Waldgesellschaften (z.B. *Carici elongatae-Alnetum*) oder periodisch überfluteten Auwäldern nachgewiesen werden.“ In den Niederlanden fehlt die Nominat-Unterart (Turin 2000).

In hochgelegenen Nadelbaum-Mischwäldern des Schwarzwaldes gelangen Trautner et al. (1996) und Lamparski (1988) Einzelnachweise. In einem hochmontanen Gebiet des Südschwarzwaldes fand Molenda (1989) sie ebenfalls nur auf einer der Probestellen, einem Borstgrasrasen mit Preiselbeere und mit Mulden an Schneefeldrändern und langer Schneelage.

In manchen Studien (und Regionen) war die Art mit höherer Stetigkeit auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern anzutreffen (Stegner 1998a, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Platen 1989, Platen 1991), und in noch stärkerem Umfang im Birken-Bruchwald (BEC) (Platen 1989, Platen 1991), nicht jedoch im ausgeprägt oligotrophen CEA (Platen 1989). Stegner (1999) zufolge tritt sie im CEA v.a. in trockeneren Ausprägungen auf. Im zum Vergleich herangezogenen Niedermoorkomplex bei Berlin (Meißner 1998) fehlte sie.

Im Riesengebirge kommt die Art „bis in die Intercalar- [subalpine] und alpine Zone steigend“ vor, u.a. in kleinwüchsigen Formen (f. *nana*) und der Übergangsform *psiloptera* (Hurka 1958a). In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt die Art sehr stetig und abundant auf, besonders stetig im Abietetum und stetiger in basenreichen als in bodensauren Buchenwäldern, im *Piceetum subalpinum* (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) hingegen nur mäßig stetig. Bohac & Matejka (2011) fanden sie in

durch Borkenkäferbefall abgestorbenen, unterschiedlich behandelten Waldbeständen des Böhmerwaldes (Sumava) nur in einigen der geräumten Kahlschläge.

Für Skandinavien beschreibt Lindroth (1986) die Art als „eurytope Waldart“ lichter, humusreicher, oft eher trockener Wälder auf sandigen oder lehmigen Böden. Dort werden am Polarkreis, auch Habitate auf Permafrostboden besiedelt. In isolierten Gebieten Skandinaviens kommen Reliktformen wie *arcticus* und *ottonis* vor, haben sich jedoch mit den nacheiszeitlichen Rückwanderern vermischt (Lindroth 1949). Trotz fehlender Flugfähigkeit ist die Art durch ihre Laufaktivität relativ ausbreitungsfähig (Lindroth 1949), wobei unsicher ist, ob dies auch für die reliktdären Vorkommen gilt. Der Einstufung als eher trockenheitsliebender Art widerspricht das regelmäßige Auftreten in Mooren und Moorwäldern Skandinaviens. So fand Krogerus (1960) die Form *arcticus* in einem Braunmoor Nordfinlands und Kvamme (1976) sie in mineralisch beeinflussten Mooren Südnorwegens (in hoher Stetigkeit). Abildsnes & Tommeras (2000) wiesen die Art in norwegischen Fichtenwäldern, an die ausgedehnte Moorwälder angrenzten, nach. Niemelä et al. (1990) stellten sie in Südfinnland nur in den Untersuchungsgebieten fest, in denen die Wälder z.T. vermoort waren. Eine detaillierte Analyse der umfangreichen Literatur zu den borealen Wäldern Nordeuropas wird dadurch erschwert, dass nicht immer klar ist, ob und in welchem Umfang die einbezogenen Wälder auch Vermoorungen oder Moore enthalten. So trat sie in einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) auf allen drei forstlichen Behandlungsvarianten einer kontrollierten Brandfläche (mit stehendem Restbestand, Kahlschlag, selektiver Einschlag) auf, nicht hingegen der Kontrollfläche; allerdings legt das Vorkommen streng typhobionter Arten wie *Agonum ericeti* auf der Fläche den Schluss nahe, dass der Versuchsbestand zumindest teilweise Vermoorungen oder andere Torfstandorte beinhaltete. Ferner ist auch in diesem Teil Europas nicht immer klar und angegeben, welche Formen von *C. violaceus* festgestellt wurden. Es scheinen in der Zusammenschau aber zumindest die reliktdären Formen regelmäßig auch in - allerdings offenbar oft mineralisch beeinflussten - Mooren Skandinaviens vorzukommen.

Im Urwald Rothwald nutzt die Art liegendes Nadel-Totholz als Teil des Lebensraumes bzw. Habitatrequisite (Schimitschek 1953/54). Blumenthal (1969) zufolge erfolgt „die Puppenruhe in Baumstümpfen und in [sic] der rissigen Rinde von Nadelbäumen“, anders als bei der Unterart *purpurascens*.

<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	HLMO: 51,2452 (<0,0001)	Fichte: OMBR> MWSI> ORG> NDW>FIMA; <u>zusammen:</u> MWA> HLBLKMO> OMBR>MWSI> ORG	ORG, NND, NDW, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, HFH, KFH, (BOP), (BO1), (BO2), FIKBO, HLMO, HLBLKMO, OMBR, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VUP, FIM, FIMA	(N), A, BA, SR, HTr	Moor; Höchster HT: PMS	<8°: 30,6618 (<0,0001); NN>600: 95,69 (<0,0001); >800: 109,4904 (<0,0001); >1000: 70,0630 (<0,0001); >1200: 34,6792 (<0,0001)
-----------------------------------	-------------------------	--	--	---------------------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Summe aus Hochlagen-Habitaten und Mooren erzielt den maximalen, wenn auch nicht sehr hohen χ^2 -Wert, gefolgt von der Summe aller Moorwälder. Besiedelte Habitate sind neben Fichten-Hochlagenwald v.a. Moore, insbesondere Waldmoore und Moorwälder (sh. dort), was auch im höchsten HT-Testwert der Art insgesamt für Latschenfilze (PMS) Niederschlag findet. Zu kühlen Temperaturen und hohen Lagen bestehen durch χ^2 -Tests belegte Affinitäten, in Übereinstimmung mit der Literatur.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Hochlagen-Fichtenwald

Calathus micropterus (sh. auch bei dem Kiefernwäldern) ist laut Literatur vorwiegend eine Waldart, allerdings mit sehr unterschiedlich beschriebener Spanne besiedelter Waldhabitats. Koch (1989) zufolge ist sie eine xerophile, silvicole Art der Kiefernwälder und anderer lichter Wälder und Waldränder sowie der Moore, speziell in Bayern auch der lichten Fichtenwälder. Müller-Motzfeld (2006a) zufolge kommt sie vorwiegend in Nadel-, aber auch in Laubwäldern vor, oft auf sauren und trockenen Böden. GAC (2009) führt je nach Region unterschiedliche Waldtypen auf, u.a. azidophile, montane oder mesophile Wälder, Vorwälder/lichte Wälder, aber auch Sandmagerrasen/-heiden u.ä. Habitats. Trautner (1996a) bezeichnet für das Zielartenkonzept Baden-Württemberg kalkarme Magerrasen als Hauptvorkommen und Nadelwälder aller Feuchtestufen, trockene Laubwälder sowie Moorheiden und „Sonderbiotope“ auf Sandstandorten als Nebenvorkommen der als „gefährdet“ eingestuft Art (RL Baden-Württemberg 3, Trautner et al. 2005b).

Die deutsche Verbreitung besteht aus einem montan-alpinen Vorkommen und einem Vorkommen in Nadelwäldern auf Sandboden (sowie regional in Mooren s.u.) in tieferen Lagen (Hemmer & Terlutter 1991), siehe hierzu beim Kiefernwald.

Dahl (1925) nennt sie für Gebirgslagen; und „in der Ebene fast nur im schattigen Wald“, gemeint sind damit aber wohl auch Kiefernwälder im Gegensatz zu ganz lichten Krüppelwäldern. „Besonders zahlreich“ ist die Art nach Dahl (1925) „in dichter Nadelschicht der Nadelholzwälder. [...] Vereinzelter fand sie sich in Buchenwäldern und meist nur dann, wenn der Boden nicht zu feucht war.“ Rabeler (1963) führt sie für das „Piceetum hercynicum der Fichtenwald-Stufe des Harzes“, aber auch für „*Pinus*-Forsten“ und Fago-Quercetum“ stetig vorkommend auf, ihm zufolge „charakterisiert sie im nordwestdeutschen Flachland die azidophilen Laub- und Nadelwälder.“

Scheurig et al. (1996) fanden die Art bei ihren Untersuchungen in Wäldern Baden-Württembergs nur in einem über 1000 m gelegenen Vaccinio-Abietetum, und auch die von Trautner et al. (1998) bei Untersuchungen in sechs Naturwaldreservaten dieses Bundeslandes gemachten Funde liegen ausschließlich in den zwei sowohl hoch gelegenen als auch von Fichte dominierten Reservaten. In über 1000 m gelegenen Wäldern des Schwarzwaldes fand Lamparski (1988) sie ebenfalls nur in den von Fichte dominierten, nicht jenen mit führender Tanne (mit Buchen-Beteiligung) oder führender Buche. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitats im Feldberggebiet (Molenda 1989) tritt sie neben einem Einzeltier in einem hochmontanen Fichtenbestand in ebener Lage in zwei Einzeltieren auf einer hochmontanen Weide auf. In Müssen des Nordschwarzwaldes (Bense 1993) fehlt sie. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie ebenfalls nicht auf. Im Gebiet der Wutachschlucht stellte Kless (1961b) sie in einem Fichten-Kiefernforst auf Silikat, in einem Lindenbestand und in der Sprühzone eines Wasserfalls fest. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb fehlt sie. Im Schönbuch (Baehr 1980) trat sie nur im anmoorigen Fichtenforst auf.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) tritt sie mäßig stetig und gering abundant auf. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) fehlt sie im Reservat auf Muschelkalk, tritt auf Basalt nur vereinzelt und in den bodensauren Buchen(misch)wäldern mäßig stetig bis abundant vor. Aus dem Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) und Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) und in Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) fehlt sie. Lauterbach (1964) fand sie im Westsauerland als Einzeltier in einem Fichtenjungbestand auf Kalk.

Zu den regelmäßigen oder sogar bevorzugten Vorkommen in Kiefernwäldern (Barner 1954 u.a.) sh. beim Kiefernwald.

Nur in manchen Teilen der Verbreitung kommt sie auch in (bestimmten Habitats in) Mooren vor, in Nordwestfalen beispielsweise nicht (Barner 1954). In einem nordböhmischen Feuchtgebiet trat die Art auf Heideflächen auf Torf mit leichter, nur stellenweiser Birken-Bestockung auf (Hurka 1960, Hejkal 1960).

In Skandinavien ist es nach Lindroth (1949) eine „schattenliebende Waldart“ ist, die im Offenland ganz fehlt. Auch in den Fjelden wird die Waldgrenze „naturgemäß nicht überschritten“ (Lindroth 1949). In

der borealen Waldzone ist *C. micropterus* eine der dominanten Waldarten (z.B. Heliölä et al. 2001, Koivula et al. 2002) und besiedelt hier (lichte) Laub- und Nadelwälder, v.a. jedoch warme, trockene Wälder auf Sandstandorten (Lindroth 1986), und bevorzugt eher Laub- und Laubmischwälder, meidet reine Nadelwälder aber auch nicht (Lindroth 1949). Beispielsweise in Finnisch-Lapland scheint sie an Birkenwald gebunden zu sein (Forsskahl 1972). Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitaten Südnorwegens auf Wald beschränkt im Birken- und im Kiefernwald. Zwar muss „im Boden eine reichliche Humusschicht“ vorhanden sein, aber es besteht keine direkte Bindung an Nadelwaldhabitats, zumindest unter skandinavischen Bedingungen. Der Boden muss „wenigstens mäßige Feuchtigkeit“ aufweisen (Lindroth 1949). Sowohl südschwedische Buchenwälder mit „im Sommer fast sterilem Boden[bewuchs; der Verf.]“, wie „feuchter, moosreicher Fichtenwald“ und als Optimalhabitat „*Vaccinium myrtillus*-reicher Mischwald“ wird besiedelt; die Ausprägung der Bodenvegetation einschließlich der Mooschicht „spielt eine untergeordnete Rolle“ (Lindroth 1949). In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat auf allen forstlichen Behandlungsvarianten auf, maximal auf dem selektiven Eingriff und dem belassenen Bestand sowie ebenfalls abundant, aber weniger zahlreich auf der Kontrollfläche ohne Brand, deutlich weniger zahlreich hingegen auf dem Kahlschlag nach Brand. In Großbritannien wird sie in schattigen Lokalitäten höherer Lagen, wie Nadelwäldern und dichter *Calluna*“ gefunden, und ist weitgehend auf die Nordhälfte der britischen Insel beschränkt (Luff 1998).

In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie nur ganz vereinzelt auf, im Abietum fehlend, im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) hingegen mäßig stetig. Im Riesengebirge kommt sie sowohl in der hochmontanen [„subalpinen“ laut Autor] bis in die alpine Zone vor, „am häufigsten auf lichterem Stellen mit Graswuchs, daher häufig in der Intercalarzone“ [subalpinen Zone] (Hurka 1958a).

Die Art kann für die Dolomiten als typische Art der subalpinen Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea) gelten (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1988, vgl. auch Gobbi et al. 2010). Während Marggi (1992) angibt, die Art weiche in der Schweiz von den aus Skandinavien angegebenen Habitatansprüchen ab und sei keine Waldart, ja „komme im Gebiet in den Wäldern nicht vor“, liegt der weitaus größte Teil der Nachweise nach Luka et al. (2009) in Wäldern, zu zwei Dritteln in Nadel- und zu einem Drittel in Mischwäldern und mit deutlichem Schwerpunkt in den subalpinen Höhenstufe. Für die Rhône-Alpes wird die Art als „montan-subalpine“, wenig spezialisierte [„indifferent“] Art der Wälder beschrieben (Coulon et al. 2009). In Frankreich ist die als montan bezeichnete Art der Karte in du Chatenet (2005) zufolge nur sehr lokal verbreitet, und regional auf höhere Lagen beschränkt, und dort z.T. rückläufig bzw. sogar verschollen (z.B. Balazuc 1984). Im westlichen Österreich liegt die Höhenverbreitung zwischen knapp 1000 und 2200 m, hier mehrfach aus subalpinen Fichtenwäldern, alpinen Wacholdergebüsch und von Almflächen (Brandstetter et al. 1993). Franz (1932) fand sie in den Karnischen und Julischen Alpen hochalpin unter Steinen.

In einem Höhen transekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie sehr stetig oberhalb von 1000 m NN auf, mit maximaler Abundanz und sehr abundant im subalpinen Fichtenwald, und im Grünerlengebüsch nur noch mäßig abundant.

<i>Calathus micropterus</i>	NND: 123,3139 (<0,0001)	Fichte: HLW>HL> FINBO>FIKBO >H/F; zusammen: HLF>HLW>HL> KIHN>SSW	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, H/F, HLF, (FBL), HFH, VUP, FIM, FIMA, FINBO FIKBO, HLMO, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI	N, SR	Kiefer, Moor; Höchster HT: HLF	<5°: 18,3331 (<0,0001); NN>1000: 87,6068 (<0,0001); >800: 91,8552 (<0,0001); >1000: 87,6068 (<0,0001); >1200: 33,0091 (<0,0001)
-----------------------------	-------------------------	--	---	-------	--------------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Stetigkeit in (halb)natürlichen Fichtenwäldern ist relativ hoch, die Treue relativ gering, was im Einklang mit den Literaturangaben ist. Dem Chi²-Verfahren zufolge entspricht das Konvolut aus natürlichen Hochlagen-Fichten- und Sand-Kiefernwälder-Standorten (NND) der höchsten Präferenz der Art. In der ISA werden nur Trendergebnisse errechnet, was zumindest teilweise daran liegen

dürfte, dass sich das Verfahren nicht zwischen Fichten- und Kiefern-Flügel der Habitats „entscheiden“ kann. Terrestrische Standorte mit Nadelbaumbestockung und kalte bzw. hoch gelegene Standorte werden präferiert. Aus der Liste der Arten mit Bezug zu natürlichen Fichtenwäldern ist sie als Art mit nordeuropäischem Verbreitungsschwerpunkt bezogen auf die Arealgeographie eine Ausnahme, denn die anderen Arten kommen überwiegend nur alpin-karpatisch vor und fehlen in Nordeuropa völlig (weitere Ausnahmen u.a. *T. rubens*, *C. arvensis*, *A. nigricornis*, *P. aethiops*), und kommt daher plausibler Weise in Bayern auch nicht nur in Fichtenwäldern, sondern auch Kiefernwäldern als natürlicherweise boreal verbreitetem Habitat vor. Funde in Ersatzhabitaten wie veränderten Hochmooren treten im eigenen Datensatz praktisch nicht auf, so dass die Angaben hierzu aus der Literatur zumindest für Bayern nicht zuzutreffen scheinen. Immerhin ergibt sich für das Konvolut aller Fichten-Moorwälder (FIM, FIMA) ein schwacher signifikanter Wert.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Literaturangaben zu *Trechus alpicola* beschränken sich auf die relativ wenigen Werke aus seinem kleinen, auf Teile der Ostalpen und der Böhmisches Masse beschränkten (Jeannel 1927, Heberdey 1933) Verbreitungsgebiet. Von Hurka (1996) wird die Art für Tschechien als Bewohner feuchter bis mäßig feuchter Waldhabitats (ohne Höhenangaben) beschrieben. Koch (1989) charakterisiert sie als hygrophil-silvicole und muscicole Art der oberen Wald- und Zwergstrauchregion. GAC (2009) führt Höhlen, Schutt- und Blockhalden als Lebensräume auf. Burmeister (1939) zufolge kommt sie in der „Waldregion (über 800 m) unter tiefen Steinen und Laublagen (Buche) sowie hochalpin am Rande von Schneeflecken“ vor. Horion (1941) beschreibt die Höhenverbreitung als „besonders in der oberen Waldregion (unter Moos, Laub usw.), aber auch alpin (unter Steinen). Nach Jeannel (1927) ist es eine „subalpine Art“, die in den Wäldern der Alpen verbreitet ist. Schweiger (1955) zufolge lebt sie „als einzige typisch ostalpine *Trechus*-Art im Gebiet der Böhmisches Masse“, westlich bis Arber und Osser, mit einer Wiederbesiedlung aus den um die Zentralalpen gelegenen ‚massifs de refuge‘.

Nach Franz (1969) kommt die Art v.a. subalpin und bis in hochalpine Lagen (Grasheidestufe) vor, auch Hölzel (1967) nennt diese beiden Höhenstufen. Holdhaus (1954a) zufolge ist sie „ausschließlich in subalpinen Gebirgswäldern und alpin unter Steinen.“ Nach Franz (1943) lebt sie in den Hohen Tauern (Zentralalpen) bevorzugt „in der Waldstreu subalpiner Wälder“, dringt häufig in die Zwergstrauchzone vor, scheint diese aber „nur ganz selten zu überschreiten.“ Besonders charakteristisch sei sie in diesem Gebiet für das Falllaub unter Grünerlen an der Waldgrenze. Kühnelt (1944) fand die Art in den österreichischen Alpen in subalpinen Fichtenwäldern und einem „Buchenwaldrest an der Grenze zum natürlichen Fichtenwald.“ Hölzel (1967) stuft sie als „Rückwanderer über weite Distanz“ ein und fand sie in einem alpinen Latschenhochmoor und seinem Umfeld in den österreichischen Alpen.

<i>Trechus alpicola</i>	CVP: 82,4601 (<0,0001); Fichte: HLMO (66,2450)	Fichte: FIKBO>H/F> HLBLKMO> HLW>FINBO; zusammen: FIM>HLMO> FIMA>FIKBO> HL	ORG, NND, NDW, HL, HLW, HLH, WS,H/F, HLF, FBL, HFH, (KFH), BO, BKH, BOP, BO1, (BO2), FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO, OMBR, WS/neg., HMI, SPM, CRS, MWA, MWSI, MWP, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA	A, BA, SR, HTr	Moor; Höchster HT: CVP	<4,5°: 153,5986 (<0,0001); NN>1100: 154,3957 (<0,0001); >800: 122,9088 (<0,0001); >1000: 214,1884 (<0,0001); >1200: 37,9540 (<0,0001)
-------------------------	---	--	--	----------------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Diese auf die Ostalpen und die Osthälfte des Bayerischen Waldes beschränkte Art kommt sowohl in Hochlagen-Fichtenwäldern, als auch in den kalten Aufichtenwäldern der Tallagen vor, ferner in den Kontakthabitats, wie kleinen waldfreien Hochlagenmooren, die wie Inseln im Fichtenwald liegen, und Kondenswassermooren am Fuß kaltflutterzeugender Blockhalden, die dort z.T. auf nur wenigen zehn Quadratmetern vorhandenen sind. Die ISA errechnet auf Ebene der HTB3 das Konvolut aus

Hochlagen- und Block-Habitaten den Maximalwert der Art (abgesehen von einem höheren Testwert für das CVP innerhalb der Moore). Der χ^2 -Maximalwert lautet auf den Peitschenmoos-Fichten-Moorrandwald (CVP), im Kontext der Fichtenwälder wird für das Konvolut aus Habitaten (Wald, Kahlfächen) der Hochlagen und offener sowie bewaldeter (Arm)moore der höchste Wert erreicht. Für dieses Aggregat errechnet sich auch ein höherer Testwert als für das aus Hochlagen- und offenen Blockhalden und aus allen drei Gruppen (Hochlagen, Blockhalden, Moore) zusammen. Höchster HT insgesamt ist mit dem CVP ein Moorwald-Typ mit Fichten-Dominanz.

Leistus piceus wird auch bei den Schluchtwäldern ausführlich besprochen. Die Art kommt in den Alpen, Karpaten, mitteldeutschen Gebirgen und dem westlichen Balkengebirge vor, „im Allgemeinen selten und vereinzelt“ (Horion 1941). Im Ostalpenraum lebt sie „v.a. in subalpinen Wäldern, aber auch alpin unter Steinen“ (Horion 1941). Dahl (1925) fasst den Lebensraum als „feuchte Stellen der Gebirge Deutschlands“ zusammen. Müller-Motzfeld (2006a) gibt eine Bevorzugung „beschatteter, feuchter, aber nicht staunasser Lebensräume (z.B. Schluchtwälder)“, sowie „alpine Matten“ an. Trautner (1996a) stuft sie für Baden-Württemberg als Bewohner der Typen „feuchte Nadelwälder“ und „feuchte Laubwälder“ ein. Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten. Gemäß Literatur ist es eine stenöke, montane Waldart mit Lebensräumen in mehreren Waldhabitaten sowie in Blockhalden, sofern diese den Ansprüchen an Kühle und Feuchte genügen. Nenadal (1988) bezeichnet die Art als „boreomontan“. Sie ist konstant brachypter und somit stets flugunfähig (Müller-Motzfeld 2006a).

In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) trat sie nur in Einzeltieren in Erscheinung, in einem quelligen, nordexponierten Buchen-Jungbestand und einem Kahlschlag auf Blockstandort.

In neunzehn untersuchten Flächen subalpiner bis alpiner Habitate der Westkarpaten (Sustek 2006) war sie weitgehend auf die subalpinen Wälder und (Fichte, Fichte-Zirbe) und alpines Latschengebüsch beschränkt. In subalpinen Fichtenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) tritt sie stetig auf. Bohac (2001) fand sie im Riesengebirge in durch „neuartige Waldschäden“ unterschiedlich stark geschädigten Fichten-Hochlagenwäldern, in hoher Stetigkeit und überwiegend hoher Abundanz, am wenigsten abundant in dem am stärksten geschädigten und zugleich feuchtesten Bestand.

Aus dem Balkengebiet nennt Apfelbeck (1904) die Art nur für „Süd- und Zentralbosnien, in den Gebirgswäldern verbreitet, aber selten.“

Die Art wurde neuerdings in Nordostbayern wiedergefunden und besiedelt hier Fichten-Blockwälder (Fritze & Blick 2012).

<i>Leistus piceus</i>	FA: 37,2897 (<0,0001); Fichte: FBL: 34,6395 (<0,0001);	Fichte: FINBO>HLW> FIKBO>H/F> MIN; zusammen: FBL>FINBO> HLW>SIES> FIKBO	MIN, NND, (NDW: neg.), HL, HLW, H/F, FB, BO, (BOP), (BO1), FINBO, FIKBO; MIN, (LBW), S+B, SIWS, SIES, FA	BL>2, S	Schlucht; Höchster HT: FA	<7,5°: 5,0407 (0,0222); NN: >800: 8,3069 (0,0039); >1000: 14,7519 (0,0001); >1200: 7,8288 (0,0051)
-----------------------	---	--	--	---------	---------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Aufgrund des Vorkommens sowohl in blockreichen Buchenwäldern, Schluchtwäldern, Fichten-Blockwäldern und kaltlufterzeugenden Blockhalden ist die Treue für keinen der genannten Habitattypen besonders groß, und auch die Stetigkeit nicht besonders hoch, da es sich um eine Art handelt, die nie in großen Dichten auftritt („low density-species“). Höchster χ^2 -Testwert im Fichten-Kontext und insgesamt zweithöchster Testwert ist der Habitattyp des Fichten-Blockwaldes, gesamt gesehen etwas höher indes das FA. Eine Affinität zu höher gelegenen, kühleren Habitaten ist gegeben, ebenso zu Blockigkeit, in Einklang mit Holdhaus (1954a). In der ISA errechnet sich der höchste Wert für diese Art für Latschengebüsche der Hochlagen (LAB).

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Carabus linnei (sh. auch bei den Buchenwäldern) ist eine montane Waldart (Hurka 1958a, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), die nach Hurka (1996) „ausgedehnte Waldmassive“ bewohnt. Koch (1989) sieht Vorzugshabitate in lichten, feuchten Laubwäldern und am Ufer von Waldbächen sowie in Waldmooren, Müller-Motzfeld (2006a) ein Vorkommen in mehr oder weniger feuchten Wäldern. Turin et al. (2003) beschreiben ihre Habitate in Mitteleuropa v.a. als kühl-feuchte Wälder und Waldsümpfe, mit Bevorzugung von Waldbachschluchten, während sie in Ungarn in montanen Buchenwäldern und Nadelwäldern, und in der westlichen Waldsteppe der Ukraine nur in „dunklem Nadelwald“ vorkommt.

Für das östliche Deutschland (Arndt 1989, Hartmann 1998) wird sie als typischer Bewohner naturnaher Nadelwälder mit reicher Bodenvegetation eingestuft, der ferner auch in „den verbliebenen Restmooren des hohen Thüringer Waldes“ lebt (Hartmann 1998). Arndt (1989) bezeichnet *C. linnei* als „Bewohner montaner bis subalpiner, oft feuchter Wälder und Waldmoore, sowie Waldwiesen“, der „kühle bewaldete Bachtäler“ bevorzugt“ und im 20. Jahrhundert in Thüringen immer seltener geworden ist. In Niedersachsen ist die Art auf den Harz beschränkt (Gersdorf & Kuntze 1957) und erreicht hier den Arealrand.

Für das Riesengebirge führt Hurka (1958a) die Art als „für die subalpine Zone charakteristisch“, auch wenn sie von der „collinen [meint wohl die montane, die bei ihm fehlt] bis in die alpine Zone“ (von 770 bis 1434 m) zu finden ist; das von ihm dargestellte Höhenverbreitungs-Diagramm der Art hat den Schwerpunkt zwischen 1000 und 1300 m in der ihm so bezeichneten „subalpinen“ [und wohl eher mit der hochmontanen gleichzusetzenden] Zone. Sustek & Zuffa (1986) fanden die Art mit sehr hoher Stetigkeit in verschiedenen Bergmischwäldern (u.a. Buchen-Bergahorn-Wäldern), aber auch in einem Fichtenforst der slowakischen Westkarpaten. In der kleinen Fatra des westlichen Karpatenbogens der Slowakei (Sustek & Zuffa 1988) wies sie sowohl in den Bergmischwäldern als auch im Hochlagen-Fichtenwald eine hohe Stetigkeit auf. Insgesamt ist die Stetigkeit im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) jener in Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) ähnlich, aber etwas geringer.

In „Südeuropa“ kommt die Art nach Turin et al. (2003) in „montanen *Fagus*-, *Picea*- und *Abies*-Wäldern“, bei 800 bis 1500 m vor, ferner in „alpinen Weiden bis 2000 m in den italienischen Voralpen und Dolomiten.“ Die Verbreitung beschränkt sich in Südeuropa allerdings auf Italien und hier auf den östlichen Teil der Südalpen (Magistretti 1965, Casale et al. 1982). Die Verbreitungskarte in Turin et al. (2003) ist für Deutschland und speziell Bayern fehlerhaft. In Italien ist die Verbreitung montan getönt, die Art aber „keine strikte Höhen-Art“, und kommt sowohl in Laub- wie auch Nadelbeständen als auch oberhalb der Waldgrenze unter Steinen vor, und zwar vorzugsweise auf Kalk (Casale et al. 1982). Auch du Chatenet (2005) gibt an, die Art komme in Buchen- und Nadelwäldern (sowie in Lichtungen u.a.), und „hauptsächlich auf Kalk“ vor.

Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten.

<i>Carabus linnei</i>	BUS2: 91,2850 (<0,0001); Fichte: BKH: 29,0021 (<0,0001)	Fichte: HLF>MIN>LH>HLW>FINBO; zusammen: BUS1>BSS>LF>S+B>BUST	LH, MIN, NDW, HL, HLW, H/F, HLF, BKH, FINBO, FIKBO, HLBLKMO: neg., BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, BB: neg., AF: neg.,	S, HTr	Buche; Höchster HT: LF	<7,5°: 25,4424 (<0,0001); NN>400: 21,8875 (<0,0001); >800: 44,7742 (<0,0001); >1000: 10,8398 (0,0010); >1200: n.s.
-----------------------	--	---	---	--------	---------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	--

In Bayern ist *C. linnei* laut Chi²-Werten eher für bodensaure Wälder der Buchenwaldstufe charakteristisch und zeigt keine Affinität zu natürlichen Fichtenwäldern. Sie tritt allerdings in Fichtenforsten der montanen Stufe verbreitet und in z.T. hohen Aktivitätsdichten auf (z.B. Förster 1988), was auch darin zum Ausdruck kommt, dass die HTB2 höheren Chi²-Wert erreicht als HTB1, in der nur die bodensauren Buchenwälder ohne solche mit höherer Nadelholz-Beimischung zusammengefasst sind. Die Art ist daher v.a. für montane Buchenwaldstandorte, d.h.

Bergmischwaldstandorte charakteristisch. Auch in Mittelgebirgen wie dem Frankenwald, dem natürliche Fichtenwälder weitestgehend oder sogar völlig fehlen, und die heute auf großer Fläche von Fichtenforsten dominiert werden, tritt diese Art verbreitet auf. Die Ergebnisse sind in Widerspruch zur in der Literatur z.T. beschriebenen Bevorzugung von Fichtenwäldern (z.B. Hartmann 1998). Diese Diskrepanz ist sowohl durch eine mögliche regionale Stenökologie also auch eine unpräzise Einschätzung der montanen Nadelholz-Reinbeständen (also Nadelforsten) erklärbar. Eine besondere Beziehung zu moorigen Standorten besteht entgegen einiger Literatur-Angaben (trotz guten Untersuchungsstandes dieses Lebensraumes in allen Teilen Ostbayerns) in Bayern ebenfalls nicht, mineralische Standorte werden deutlich bevorzugt, nur 3% der Individuen und 11% der Funde stammen von organischen Standorten, im Vergleich zu je etwa einem Viertel der Funde bei *C. glabratus* und *C. sylvestris*. Im Kontext der Fichtenwälder hat die Art ihren höchsten (aber nicht hohen) χ^2 -Testwert für die Blockhalden-Felsenheide, was möglicherweise als Artefakt aufzufassen ist; zumindest kann sie diesen Hochlagen-Lebensraum aber nutzen. In den Aufnahmen aus Fichten-Blockwäldern (FBL) fehlt die Art hingegen ganz. Obwohl Kältepräferenz und „Montanität“ gegeben sind, ist der Bezug zum Lebensraumkomplex natürlicher Fichtenwälder und ihrer Kontaktbiotope angesichts der hier erreichten Testwerte insgesamt schwach, wesentlich höhere Werte werden bei den Buchenwäldern erzielt. Höchster HT insgesamt ist das LF. In der ISA erreicht sie nur für die Ebene der HTB3 einen Trendwert, und zwar bezeichnender Weise für Nadelforste (ohne Kiefernforste).

Die Höhenverbreitung im Riesengebirge (Hurka 1958a) und in den italienischen Alpen (Casale et al. 1982) liegt jeweils deutlich tiefer als jene von *C. sylvestris* und spricht ebenfalls dafür, dass die Art anders als jene heute keinen Verbreitungsschwerpunkt in der subalpinen Stufe hat. *C. linnei* ist aber auf die östlichen Mittelgebirge beschränkt, also jene Teile Bayerns (und angrenzender Bundesländer bis zum Harz), die über eine ausgeprägte (hoch)montane Stufe verfügen. Es erscheint denkbar, dass diese Art in sehr warmen Perioden des Holozäns in Mittelgebirgen ohne das Vorhandensein einer solchen Stufe nicht überdauern konnte bzw. einer stark erhöhten Aussterbewahrscheinlichkeit unterlag. Dies träfe auf diese Art in besonderem Maße zu, da sie offenbar beide aufgrund Eigenklimas stabile „Überdauerungs-Standbeine“ Moor und Blockhalde nicht mehr als nur randlich besiedelt (der signifikante Testwert für die mit wenigen Probestellen untersuchte Blockhalden-Heide (BKH) bedürfte weiterer Überprüfung). Daher ist *C. linnei* zwar keine Charakterart natürlicher Fichtenwälder, oder gar eine Zeigerart derselben, aber immerhin eine Charakterart der Gebirge mit ausgeprägter (hoch)montaner Zone. Sicher hat aber auch die Ausbreitungsgeschichte dieser in Ostalpen und Karpaten vorkommenden Art eine Rolle gespielt, da sie nicht alle deutschen Mittelgebirge, die über entsprechende Bedingungen verfügen (z.B. den Schwarzwald), besiedelt hat. Eine Präferenz für Kalkstandorte, wie für die italienischen Alpen angegeben (Casale et al. 1982), trifft für Bayern (außerhalb der Alpen, und wohl auch im bayerischen Alpenraum) nicht zu, doch sind Kalkstandorte im ostbayerischen Grenzgebirge auch ausgesprochen selten, und fehlen in manchen dortigen Wuchsbezirken auch ganz. Dort, wo sie auftreten, wie in manchen Teilen Nordostbayerns, ist eine Präferenz für diese Standorte nicht erkennbar (Förster 1988 und Brehm 2005 für Zeyergrund und Geroldgrüner Forst, unveröff., Müller-Kroehling & Weiß 2006 für das NWR „Frauenberg“, unveröff.).

A.5.4.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Keine.

A.5.4.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Fichtenwald-Typen

Kahlflächen des Hochlagenwaldes werden hier als dessen temporärer Bestandteil aufgefasst und sind daher im entsprechenden Abschnitt (d.h. beim Fichtenwald, separat) aufgeführt. Permanente Kontaktbiotope sind Blockhalden und Moore (für letztere vgl. im Abschnitt Moorwald und weiter oben für das Konvolut aus Hochlagen- und Moorwald), sowie alpine Zwergstrauch- und Grasheiden, die jedoch in Bayern praktisch nur in den Alpen natürlich vorkommen. Die einzigen alpinen, natürlicherweise oberhalb der Waldgrenze gelegenen Hochlagen-Habitate Bayerns finden sich am Arber. Hierfür kann auf die Arbeit von Apfelbacher (1998) verwiesen werden, da diese aufgrund der speziellen Geländemethodik nicht in den Datenbestand aufgenommen werden konnte.

Alpine Heiden/Grasheiden

Ähnlich *A. nigricornis* ist ***Amara erratica*** eine boreomontan (Horion 1941, Hurka 1996, Marggi 1992) verbreitete Art offener Standorte der Hochlagen und offenbar v.a. in jenen Mittelgebirgen (Holdhaus & Lindroth 1939, Holdhaus 1954a) verbreitet, wenn auch möglicherweise nicht völlig auf sie beschränkt,

die natürlicherweise über die Waldgrenze hinausragen oder natürlicherweise offene Kältestandorte aufweisen. Haupthabitat sind alpines Grasland wie Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden oberhalb der Baumgrenze (Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989, Franz 1943, Schmölder 1962), unterhalb der Waldgrenze wird sie seltener gefunden (Franz 1943). Gemäß Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) besiedelt sie dort neben trockenem (Nebenvorkommen) und kalkarmem Grünland (Hauptvorkommen; beides wohl ausschließlich in Hochlagen) auch Moorheiden und trockene Nadelwälder als Nebenvorkommen, wohl auf höhere Lagen der Mittelgebirge bezogen; sie tritt beispielsweise auf den höheren Gipfeln des Südschwarzwaldes (zusammenfassend in Baum 2011) auf. Horion (1951) bezeichnet sie für die Alpen wie für den Feldberg des Schwarzwaldes als „Charakter-Art der Matten und Weiden der subalpinen Zwergstrauchstufe oberhalb der Waldgrenze.“ Im Boubin-Massiv des Böhmerwaldes wurde sie im Bereich einer Blockhalde gefunden (Bohac & Matejicek 2004).

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „boreoalpin (silvicol-ripicol)“ ein. Im steierischen Ennsgebiet beschreibt Moosbrugger (1932) das Habitat als „sub- und hochalpin.“ In Vorarlberg und Liechtenstein (Brandstetter et al. 1993) wird sie aus subalpiner (1340 m NN) bis alpiner (2250 m NN) Höhe gemeldet, und u.a. aus „alpinem Fichtenwald.“ Lang (1975) fand sie in der alpinen Stufe der Stubai-Alpen in der alpinen Zwergstrauch- und der Grasheide-Stufe und deren Schneetälchen (2000-2500 m). De Zordo (1979a) fing sie in alpinen Habitaten des Tiroler Zentralalpin bevorzugt auf den alpinen Wiesen, einzeln auch in den alpinen Zwergstrauchheiden. Hurka (1958a) bezeichnet sie für das Riesengebirge als eine Charakterart der alpinen Zone.

Auch und selbst in Nordskandinavien ist sie ein Bewohner offener Habitats des Gebirges (Lindroth 1986), und zwar „ziemlich trockenen Wiesen und Grasflächen in offener, sonnenexponierter Lage, mit mäßig dichter und nicht zu hochgewachsener Vegetation, vornehmlich auf Kiesgrund (Moräne), aber hoch gelegen auch auf „üppigen Wiesen“ (Lindroth 1949). Sie hat möglicherweise nicht dieselbe Fähigkeit wie *A. nigricornis*, auch Lichtungen in Berg-Fichtenwäldern oder deren großflächige Kahlflecken als temporärer Habitats zu besiedeln, auch wenn Hurka (1996) wie auch Lindroth (1949) sie auch für Waldlichtungen aufführt (in den höheren Lagen, Lindroth 1949) und sie flugfähig ist (Hurka 1996). Die Art ernährt sich zumindest teilweise von monokotylen Pflanzen wie Gräsern (Lang 1975).

Für Oberfranken wird sie vom Ochsenkopf-Gipfel (1020 m NN), „an Rinnsal“, gemeldet (Hofmann et al. 2001), für den Bayerischen Wald vom Arber-Nordhang (ASK). Zumindest historisch gibt es Funde auch aus tieferen Lagen (Lorenz 2014), z.B. von der „Schießplatzhaide“ im Haunstetter Wald (ASK). Möglicherweise ist die wohl als boreoalpine Reliktart aufzufassende Art als (früherer) „Alpenschwemmling“ bzw. „dealpin“ auch in den Haiden tieferer Lagen des Voralpenlandes heimisch (gewesen). Im ausgewerteten Datenbestand fehlt sie.

Amara praetermissa besiedelt u.a. Lichtungen, und kommt hier u.a. in der Waldstreu auf eher trockenen Standorten vor. Nach Müller-Motzfeld (2006a) lebt sie u.a. „auf beschatteten Kies-, seltener auf lockeren Sandböden“, und ist in den Alpen und höheren Mittelgebirgen verbreitet und in der Ebene sehr selten, zeigt also „Ansätze einer arktisch-alpinen Verbreitung.“ GAC (2009) zufolge lebt sie u.a. in Vorwäldern/lichten Wäldern, Sandmagerrasen/Sandheiden und Zwergstrauchheiden. Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für ein „Gebirgstier“, d.h. eine montane Art. Hurka (1958a) bezeichnet sie als „seltene Charakterart der alpinen Zone des Riesengebirges.“ Baum (2011) fand sie am Belchen-Gipfel (Südschwarzwald).

In Skandinavien kommt sie in manchen Höhenstufen und Regionen „unter Laub in lichten Waldbeständen“, aber auch außerhalb des Waldes vor, hier auf offenen, trockenen Kiesstandorten (Lindroth 1949). Marggi (1992) zufolge ist sie eine Gebirgsart der alpinen Offenländer. Im steierischen Ennsgebiet beschreibt Moosbrugger (1932) das Habitat als „hochalpin.“ Lang (1975) fand sie in der hochalpinen Grasheidestufe und Schutthalde der Zentralalpen. Nach De Zordo (1979a) ist sie „in den Zentralalpen allgemein verbreitet und in den Kalkalpen selten“, bei „alpiner“ Verbreitung und Vorkommen in alpinen Wiesen, extrasilvischen Zwergstrauchheiden und Flechtenheiden. In Vorarlberg und Liechtenstein (Brandstetter et al. 1993) wurde sie durchgehend aus Lagen oberhalb 2000 m gemeldet. Für Frankreich nennt du Chatenet (2005) „trockene Wälder und Heiden“, und in „kalkigem, steinigem“ Terrain als Lebensräume, ohne Angaben zur Höhenverbreitung.

Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Sandtrockenrasen und ein weiteres Hauptvorkommen in „ausdauernden Ruderalfluren“. Beier & Korge (2001) fanden sie bei Potsdam u.a. „im Randbereich eines Pino-Quercetums“ und mehrfach in verschiedenen Vorwäldern,

stufen sie aber als „durch zunehmende Sukzession gefährdet“ ein. In Ruderal- und Brachebiotopen Dresdens fand sich die Art an mehreren Stellen (Lorenz 1997). Im nördlichen Drittel Deutschlands tritt sie also auch in tieferen Lagen (nach Baum 2011 v.a. in Heide- und Moorgebieten; Horion 1954 in Marggi 1992: in Kältebiotopen) auf, was für eine boreomontan verbreitete Art durchaus typisch ist. Obwohl makropter und zumindest teilweise flugfähig, ist sie ausbreitungsschwach (Turin 2000).

Denkbar ist (wie bei *A. nigricornis*) ein Vorkommen v.a. in Waldlichtungen und jungen Waldstadien der Hochlagen. Funde in Bayern liegen in den Allgäuer Alpen und im Wettersteingebirge (ASK), einzelne Funde auch in Nordbayern, historisch auch im Tertiärhügelland (Lorenz 2014). Im ausgewerteten Datenbestand ist die Art nicht vertreten.

Blockhalden

Oreonebria castanea kommt in den bayerischen Alpen in der Nominatform, sowie im Bayerischen Wald in der endemischen Unterart *sumavica* vor. Diese Form des Bayerischen Waldes ist von jener im Hauptareal der Alpen genetisch „deutlich abgegrenzt“ (Hasselmann et al. 2000).

Die Nominatform besiedelt in den Alpen subalpine und alpine Stufe, ist in den Alpen weit verbreitet (Heberdey 1933) und oft die häufigste Art der Gattung. Besiedelt werden die verschiedenen Lebensräume dieser Höhenstufen, wie Zwergstrauch-, Flechten- und Grasheiden, Schutthalden, Kare usw. (Marggi 1992, Schmölzer 1962, Topp 1975, Lang 1975). De Zordo (1979a) bezeichnet die Art als „Gebirgstier“, das „Gelände mit längerer sommerlicher Schneedecke bevorzuge, ohne ausgesprochenes Schneerandtier zu sein.“ Sie kommt „bis zu den höchsten Erhebungen unter Steinen“ vor (Schmölzer 1962 für die Brenneralpen), nach De Zordo (1979a) z.B. in der „Rasenfragmentstufe“ bis oberhalb 3000 m, und kann z.T. die am höchsten aufsteigende Laufkäferart sein (Franz 1971). Für Frankreich bezeichnet du Chatenet (2005) den Lebensraum als „Hochgebirge, zwischen 1800 und 2800 m, nahe dem Firn unter Steinen.“

Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) neben Funden in der alpinen Stufe (am Rand von Schneefeldern u.a.) mehrfach auch aus subalpinen Fichtenwäldern gemeldet. Auch DeZordo (1979) gibt für Tirol an, die Art komme „subalpin bis hochalpin, vereinzelt auch unterhalb der Baumgrenze vor (Franz 1970).“ De Zordo (1979a) nennt u.a. „extra- und intrasilvische Zwergstrauchheide“ als Lebensraum. Ledoux & Roux (2005) zufolge „steigt sie selten unter 2000 m herab“, dann v.a. „in Laubwäldern und auf Bergwiesen“ und nicht auf Blockhalden beschränkt.

Die der Nominatform nahestehende Form des Schwarzwaldes (Müller-Motzfeld 2006a, Schanowski & Schiel 2004a) kommt dort in Höhenlagen ab 1100, azonal in Kaltluft erzeugenden Blockhalden auch tiefer (ab 700 m) vor (Schanowski & Schiel 2004a). In den Hochlagen des Südschwarzwaldes werden neben blockreichen Standorten auch „Hochheiden“ und „alter Fichten-Buchenwald“ besiedelt (Schanowski & Schiel 2004a). Molenda (1989) fand sie in verschiedenen der Kältehabitats des Feldberggebietes im Südschwarzwald, u.a. an einem Bachlauf und auch im Torfmoos, äußerst abundant jedoch in einem Fichten-Blockwald.

Alle Vertreter der Gattung *Oreonebria* weisen, soweit bekannt, eine hochgradige Spezialisierung der Larvalbiologie auf, indem das erste Larvenstadium - wie ein Höhlenbewohner - pigmentlos ist und subterranean lebt, im Spaltensystem des Gesteinsbodens. Erst mit dem zweiten Larvenstadium färbt sich die Larve und führt einen Stratenwechsel durch (Strodl et al. 2010). Daraus ergibt sich eine starke Bindung an entsprechende Lebensräume.

Apfelbacher (1998) fand sie am Arbergipfelplateau „in Anzahl“, z.T. syntop mit *Nebria brevicollis*. In einem Höhentransekt in den Allgäuer Alpen (Hemmer & Terlutter 1991) trat sie in Einzeltieren im subalpinen Fichtenwald und mäßig abundant im Grünerlengebüsch auf.

<i>Oreonebria castanea</i>	BOK: 223,2403	FINBO>FBL> FIKBO>H/F> BOP	LH, MIN, NND, NDW, HL, HLW, WS,H/F, FBL, BO, BKH, BOP, BO1, BO2, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	N, BL>2, SR	-; höchster HT: BOK	<4,0°: 77,7292 (<0,0001); NN>1100: 74,7647 (<0,0001); >800: 30,8018 (<0,0001); >1000: 59,3913 (<0,0001); >1200: 106,9771 (<0,0001)
----------------------------	---------------	---------------------------------	---	-------------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste χ^2 -Testwert für offene Blockhalden entspricht den Literaturangaben, daneben besteht ferner u.a. eine entsprechend indizierte Affinität zu Fichten-Blockwäldern, in denen die Art regelmäßig und auch in mehr als nur Einzeltieren auftritt. Weitere Vorkommen hat sie in Latschengebüschen auf Blockstandorten. Blockigkeit und Säure sowie Kälte bzw. Lage in den Hochlagen sind ebenfalls positiv getestet. In der ISA werden auf verschiedenen Ebenen signifikante IndVal erreicht, nicht jedoch auf Ebene des HT. Höchster IndVal wird auf Ebene des HTS1 (primäre, offene Blockhalden) erreicht.

Leistus montanus zerfällt in Mitteleuropa in mehrere disjunkt verbreite Unterarten (Farkac & Fassati 1999). Heinz (2002) interpretiert die Art als Eiszeitrelikt, sie ist allerdings wohl zumindest teilweise flugfähig (Gebert 2006). Sie wird von Müller-Motzfeld (2004) als thermophil eingestuft, Gebert (2006) geht hingegen von Kältepräferenz aus. Heinz (2002) sieht eine Anpassung an Klimabedingungen, in denen ein „relativ kühles und feuchtes Kleinbiotop in einer xerothermen Umgebung“ besteht.

Szallies & Ausmeier (2001b) fanden sie in Blockhalden der Schwäbischen Alb und bezeichnen sie als „einigermaßen rätselhafte Art.“ Götz (2013, schriftl. Mitt.) wies die Art in den Basalt- und Phonolith-Schutthalden der Hegauvulkane (Baden-Württemberg) in „sehr steil südexponierten, stark sonnig aufgeheizten Blockschutthalden mit großen Spalten“ nach. Hannig & Fritze (2010) haben die deutschen Funde zusammengestellt, aus denen hervorgeht, dass die Art in Rheinland-Pfalz auch Blockbiotope am Rand von Weinbauflächen besiedelt.

In den Alpen ist sie (in der Unterart *rhaeticus*) nach Franz (1943) weit verbreitet und „scheint vorwiegend in der hochalpinen Grasheidenstufe zu leben. Sie ist nach Holdhaus (1927-28) wahrscheinlich petrophil.“ Schmolzer (1962) schätzt die Art als „seltene Art vorwiegend der Zentralalpen, die lokal und einzeln auftritt“ ein, und fand sie in den Brenneralpen auf Kalkphyllitschuttböden, ferner aber auch „lokal in Schluchten ungewöhnlich tief (Wörndle 1937).“ Dahl (1925) nennt sie aus den „Alpen, in subalpiner Region.“ Kofler (1963) bezeichnet sie als „alpine Art.“ Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als eine der „alpinen Steppe“ ein. Lang (1975) fand sie in der alpinen Stufe der Stubai Alpen (Zentralalpen, Tirol) nur im Lebensraum vom Typ der sandig-schottrigen, vegetationsarmen Schutthalde. In der Schweiz kommt sie in der Westschweiz in der Nominatform und den übrigen Alpen in der ssp. *rhaeticus*) montan bis alpin vor (Marggi 1992), wurde also bisher nur in den Alpen nachgewiesen, nicht im Jura (Luka et al. 2009); Luka et al. (2009) besiedelt sie alpine und weniger stark subalpine Lagen. Die Nominatform findet sich „unter Steinen an trockenen Stellen“, während die ssp. *rhaeticus* „feuchte Stellen und das Mikroklima unter plattem Gestein zu bevorzugen scheint“ (Marggi 1992).

Aus Frankreich werden montane Regionen bis 1600 m, „unter Steinen“ und „wenig feuchte, sonnige Umgebung“ angegeben (du Chatenet 2005), für die Region Rhône-Alpes ein bis in montane Lagen reichendes, dabei aber thermophiles Vorkommen unter Steinen (Coulon et al. 2000). Im Riesengebirge wurde die Art mehrfach auf Meereshöhen um 1500 bis 1600 m gefunden und als „für die alpine Zone charakteristisch“ bezeichnet (Hurka 1958a). In Großbritannien ist sie aus Block- und Schieferhalden bekannt (Luff 1998).

Die Angaben von Molenda (1999b) zum Vorkommen von *L. spinibarbis* in Kaltluft-erzeugenden Blockhalden dürften auf *L. montanus* zu beziehen sein.

<i>Leistus montanus</i>	BKH: 300,6659 (<0,0001)	BOP>BO1> BO2>FINBO> FIKBO	WS: neg.; H/F,BKH, BOP, BO1, BO2, FINBO, FIKBO	BL>2	-; höchster HT: BKH	<4°: 12,7977 (0,0003); >800: (Trend: 3,3921; 0,0655); >1000: 6,5406 (0,0105); >1200: 15,1596 (<0,0001)
-------------------------	-------------------------	---------------------------	--	------	---------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art wurde im Rahmen der Erhebungen am Lusen erstmals für den gesamten Böhmerwald gefunden, in einer Hochlagen-Felsheide inmitten des Blockmeeres. Es besteht im χ^2 -Test eine Affinität zur Blockhalden-Haide und zu Blockigkeit, sowie zu kühlen Hochlagen-Habitaten. Funde wie jener am Lusen sprechen dafür, dass die Kombination aus Kälte und Thermophilie (Heinz 2002, Fritze & Hannig 2010) auch aus einem thermophilen Kleinbiotop (Felsenheide) in extrem kühler Umgebung (Blockhalde, Hochlage, Berggipfel) bestehen kann.

A.5.4.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Zahlreiche Arten kommen in Bayern ausschließlich in den Alpen vor. Unter ihnen sind zweifellos Waldarten, die neben offenen Habitaten oberhalb der Waldgrenze Wald zumindest auch mit nutzen können. An dieser Stelle muss der Hinweis genügen, dass über die Beziehungen der Arten des bayerischen Alpenraumes zu Wald-Lebensräumen derzeit zu wenig bekannt ist.

Pterostichus subsinuatus, wie *P. unctulatus* und *P. pumilio* ein Vertreter der montan in Wäldern verbreiteten Untergattung *Haptoderus* (Hurka 1996), ist in Bayern auf die Alpen beschränkt und ein Bewohner natürlicher Nadelwälder (z.B. Kühnelt 1944).

Pterostichus illigeri sudeticus wurde von manchen Autoren auch als eigene Art *Pterostichus sudeticus* beschrieben bzw. aufgefasst (Wagner 1969). Sie kommt Hurka (1996) zufolge in der „Streu feuchter Bergwälder“ des tschechischen und österreichischen Teils des Böhmerwaldes vor. Koch (1989) sieht in ihr einen Bewohner feuchter Laubwälder und des Buchen-Krummholzes, der Waldmoore und Schneeränder. Paill et al. (2006) berichten von einem Fund in einem Fichten-Blockwald in der Nähe eines Moores im österreichischen Teils des Böhmerwaldes. Heinz (1964, in Horion 1971) hält die Art für ein Eiszeitrelikt und fand sie syntop mit *Carabus menetriesi* und *C. linnei*. Paill & Kahlen (2009) nennen für die Nominat-Unterart „lichte Nadelwälder (Lärchen- und Lärchen-Zirbenwälder, Fichtenwälder und Fichten-Tannenwälder) und Latschengebüsche (hochmontane bis subalpine Buschvegetation“ als Teile des Lebensraum-Spektrums in den Alpen, das als offen bis halboffen charakterisiert wird. Kühnelt (1944) fand die Art in den österreichischen Alpen im subalpinen Fichtenwald und einem Buchenwald an dessen Höhengrenze, u.a. zusammen mit *Trechus alpicola*.

Es erscheint denkbar, dass die Art auch im Bayerischen Wald (Wagner 1969) und den Ostalpen (Horion 1971) in entsprechenden Lebensräumen vorkommt, auch wenn entsprechende Meldungen von Reitter (1908, in Horion 1971), die Art komme „sicher in den bayerischen Alpen“ vor, Horion (1971) zufolge bisher unbelegt sind.

Pterostichus negligens gehört der boreoalpin verbreiteten Untergattung *Cryobius* an (Hurka 1996), die über starke Kälteadaptionen verfügt (Chernov et al. 2001). Es ist eine „hochalpin“ am Rand von Schneefeldern usw. lebende Art (Dahl 1925, Burmeister 1939), die in manchen mittel- und osteuropäischen Mittelgebirgen relikartige Vorkommen in Kaltluft-erzeugenden Blockhalden (Molenda 1999a, Molenda 2000a, Molenda 2000b) oder in alpinen Lagen (Hurka 1958b) besitzt. Die Art wurde in der hessischen und Thüringer Rhön sowie im tschechischen Teil des Böhmerwaldes in Blockhalden gefunden (Molenda 1999a), und mithin in Naturräumen, an denen auch Bayern Anteil hat, so dass ein Vorkommen im bayerischen Teil dieser Mittelgebirge möglich erscheint.

A.5.5. Kiefernwälder

Vor allem die Arbeiten von Lindroth (1986) aus **Skandinavien**, Hurka (1996) aus Tschechien und Slowakei, sowie aus dem **Baltikum** und speziell Polen (Szysko 1983, Szysko 1984a, Szysko 1986c, Szysko 1990, Sklodowski 1995, Sklodowski 1999, Sklodowski & Zdzioch 2006, Sklodowski & Garbalinska 2007, Süda et al. 2009, Sklodowski & Garbalinska 2011 u.a.), als deutlichem Verbreitungsschwerpunkt und „Referenzraum“ natürlicher Sand- bzw. Flechten-Kiefernwälder sind hier von Belang. Speziell für die 83 von Szysko (1983) untersuchten Flechten-Kiefernwälder Polens wurden getrennt nach Bestandsaltern bzw. Nutzungsarten Stetigkeiten des Auftretens errechnet. Hierbei ist von besonderem Interesse, wie sich das Auftreten der Arten im Laufe der Bestandsentwicklung verhält, und ob diese Arten beispielsweise ausschließlich oder bevorzugt in bestimmten Stadien auftreten. Düng- und Versauerungsversuche (Sklodowski 1995) geben Aufschluss über die Auswirkung stark saurer und oligotropher Bedingungen in diesen Kiefernbeständen. Der Vergleich windgeworfener und stehengebliebener Kiefernbestände (Sklodowski & Garbalinska 2007) lässt Rückschlüsse auf Heliophilie und spontane Besiedlungsfähigkeit heliophiler Arten zu.

Auch im **südlichen und westlichen Europa** gibt es ausgedehnte (halb)natürliche und künstliche Kiefernwälder in Sandregionen, wie das *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der sandigen Landes-Region Südwestfrankreichs (Barbaro et al. 2005, Barbaro et al. 2006) und ausgedehnte Sandgebiete in den Niederlanden (Turin 2000), hier v.a. mit umfangreichen Sukzessionsflächen und Aufforstungen von Heiden. Es ist für die Fragestellung von Interesse, wie sich die Arten unter diesen Klimabedingungen im Gradienten zwischen Wald und Offenland verhalten, wofür auf die angegebenen Quellen zurückgegriffen wird.

Arbeiten aus den **großen deutschen Flugsandgebieten** wie der Senne (Heitjohann 1974, Kaiser 2007, Renner 2011) und der Untermainebene mit dem Darmstädter Flugsandgebiet (Karafiat 1970, Schwarzwälder 2000, Lehmann et al. 2004) sind Referenzräume für Sandkiefernwälder Deutschlands.

Selbst in manchen Regionen mit umfangreichen Kiefern-Beständen und naturnahen, standortgerechten Kiefernwald-Vorkommen ist umstritten, ob die Waldkiefer ursprünglich in diesen Gebieten überhaupt vorkam (vgl. z.B. „Baumartenatlas der Bundeswaldinventur 3). Denkbar sind natürliche Vorkommen als Pionier auf ärmsten Lockersanden, Kalkfelsen oder am Rand von Mooren, und bis zum Beweis des Gegenteils und der Anstrengung entsprechender Überprüfungsmöglichkeiten (Pollenanalysen, vgl. z.B. Schröder 1956 in Terlutter 1995; entomologische Großrestanalysen, z.B. Whitehouse 1997; Vorkommen von an Kiefern gebundenen Reliktarten, Bußler 2013, sowie möglicherweise auch genetische Untersuchungen) sollten diesbezüglich aber wohl ein „in dubio pro reo“ gelten.

Die Arbeiten von Karafiat (1970) von Flugsand-Standorten, aber ohne Vorkommen offener Stellen ermöglichen einen Vergleich zu Flächen mit offenem Sand im selben Gebiet (Schwarzwälder 2000, Lehmann et al. 2004). Für baden-württembergische Flugsand- und Binnendünengebiete des Oberrheingrabens wurden Detzel et al. (1989, 1993) und Wolf-Schwenninger & Schwenninger (1992) als Vergleich verwendet. Weitere Arbeiten zu (offenen) Sandhabitaten (z.B. Grube & Beier 1998), Sandgruben (Lönnberg & Jonsell 2012), Sandmagerrasen (Schjotz-Christensen 1957, Schjotz-Christensen 1965, Lehmann et al. 2004), Sandheiden (z.B. van Essen 1994) sowie von sandigen Sukzessionshabitaten auf Trassenstandorten (Schwarzwälder 1999a, Schwarzwälder 1999b, Schwarzwälder 2000), und Kiefernwäldern und -forsten auf Sandstandorten (z.B. Rink 1991 aus Berliner Forsten) ergänzen die ausgewertete Literatur. Sandige Äcker (Dingler 1934, Rethmeyer 1989, Bathon & Rethmeyer 1988, Kaiser 2007) können als Vergleichshabitat der Kulturlandschaft dienen. Als Referenzräume für große deutsche Sandgebiete mit Heidelandschaften dient hier neben der Senne (s.o.) die Döberitzer (Beier & Korge 2001) und die Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) mit jeweils unterschiedlichen Klimatönungen. Die tabellarischen Angaben von Gersdorf (1937) aus der historischen Landschaft Mecklenburgs vermitteln ein Bild aus der Zeit umfangreicher Heide-Aufforstungen bzw. sehr nährstoffarmen Lebensräumen und schwachwüchsigen Kiefernwäldern („Heidewäldern“), bevor es zu den massiven Stickstoffeinträgen seit den 1950er Jahren kam.

Aus Müller-Motzfeld (2004) sowie ergänzend Roubal (1938) wurden Angaben zur Xerothermie und zur Thermophilie sowie Psammophilie herangezogen.

Die umfangreiche Literatur zu Laufkäfern auf **Brandflächen** wird bei Müller-Kroehling et al. (2014b) zusammengefasst, u.a. aus dem Großbrand von Kiefernwäldern der Lüneburger Heide (Winter et al. 1977, Winter 1980, Winter et al. 1983) sowie weiteren Wald- und Moorbränden (Kolbe 1981, Trautner

& Rietze 2001) und dem gezielten Einsatz von Brand für die Habitatpflege (Melber & Prüter 1997, Handke 1997a). Skandinavien und Baltikum (Lundberg 1984, Szyszko 1984b, Szyszko 2001, Muona & Rutanen 1994, Wikars 1997a, Wikars 1997b, Wikars & Schimmel 2001, Koivula et al. 2005, Koivula et al. 2006, Süda et al. 2009) stellen für diesen Habitatfaktor einen besonders wichtigen Referenzraum dar.

Bei der Literaturrecherche gilt das bei den Eichenwäldern zu Habitatnennungen von Waldlichtungen, Pionierphasen in Wäldern, lichten Gebüsch, Baumsteppen (bei Hurka 1996) und Waldrändern gesagte, die zu den „**lichten Wäldern**“ subsummiert werden. Hinsichtlich des Waldbezuges gilt auch hier (wie bei den Eichenwäldern), dass es für die zahlreichen xerothermen Arten, die in der Literatur als „Offenland-Arten“ bezeichnet werden, die aber z.T. auch in lichten Gehölzen gefunden werden, von Belang ist, wie sich diese Arten an der Wald-Trockengrenze verhalten, so den spanischen Trockengebieten mit ihren Dehesas und Galeriewäldern (Taboada et al. 2006, Perez Zaballo 1983) und den russischen Waldsteppen und Steppen-Zonen, mit dort z.T. auf die besser wasserversorgten Bachschluchten beschränkten Wäldern (Ghilarov 1961, Arnoldi & Ghilarov 1963).

Studien zu Laufkäfern auf **Sturmurfflächen** (Kenter et al. 1998) können als Vergleich herangezogen werden, um die Pioniereigenschaft lichtliebender Arten in Wälder einzuwerten, und dies speziell im Vergleich einerseits zu den stehenden Vergleichsbeständen derselben Studie, wie auch zu Waldbrandflächen (s.o.).

Arbeiten aus **Pionierwäldern auf Ruderalstandorten** (z.B. Gospodar 1981) und Rekultivierungsflächen bzw. Kippenaufforstungen und -wiederbewaldungen (Neumann 1971b, Vogel & Dunger 1991, Kielhorn 2004) sind ein Vergleichsmaßstab für lichte Wälder und sukzessionale Waldentwicklung auf jungen, aber nicht rein sandigen, sondern meist basenreicheren Böden.

Da Kiefernwälder im Kontext der Waldlebensräume Bayern von einer Pionierbaumart geprägt werden und daher zu den lichtesten Waldtypen gehören, und zudem überwiegend auf nährstoffarmen Standorten (vielfach Sand) stocken, ist bei diesem Habitatkomplex die Durchdringung mit lichtliebenden „Offenland-Arten“ potenziell besonders bedeutungsvoll, und auch tatsächlich besonders intensiv ausgeprägt. Diese Arten sind hier insofern auch zu berücksichtigen, als gerade für manche selten nachgewiesene Arten das Bild der Literatur zu der Frage, in welchem Umfang auch oder möglicherweise sogar bevorzugt beispielsweise Pionierphasen von Wäldern besiedelt werden können, nicht als abschließend betrachtet werden kann.

Trotz der großen Fülle von Arten und der Tatsache, dass **offene Sandstandorte** nur als Vergleichshabitate in den Datenbestand einbezogen wurden, sind daher auch jene Arten, die vorrangig für diese signifikant getestet wurden, hier als eigener Abschnitt mit aufgeführt und diskutiert, in welchem Verhältnis sie zum Wald stehen. Arten der Brandhabitate werden aufgrund der besonderen Fragestellung und der großen Artenzahl ebenfalls getrennt behandelt, ebenso jene der Schneeheide-Kiefernwälder.

A.5.5.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Cladonio-Pinetum (CPI)

Notiophilus germinyi ist eine mittel- und nordeuropäische Art mit rein europäischer Verbreitung (Turin 2000), die als „sibero-europäisch“ charakterisiert werden kann (Barsevskis 2007). In Deutschland gilt die Art an erster Stelle als Offenlandbewohner (Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Beispielsweise liegt der Vorkommensschwerpunkt in Sachsen nach Gebert (2006) in Zwergstrauchheiden aus Besenheide (*Calluna vulgaris*), wobei auch „lichte Kiefernheiden, Vorwälder, Niederwälder und Saumbiotop besiedelt werden.“ Auch GAC (2009) führt als ein bedeutsames Habitat lichten Wald auf. Koch (1989) nennt neben sandiger „*Calluna*-Heide, Mooren, trocken Wiesen, Trockenrasen und montan: auch Wälder.“ Von Müller-Motzfeld (2006a) wird sie als „Waldflüchter“ bezeichnet wird. Für Baden-Württemberg stuft Trautner (1996a) kalkreiche wie auch kalkarme Magerrasen, Moorheiden und Sandhabitate als Hauptvorkommen ein, nennt jedoch auch solche in trockenen Nadel- und Laubwäldern. Irmiler & Gürlich (2004) halten sie in Schleswig-Holstein für eine hygrophile Art feuchter und saurer Standorte, die eine lockere Baumbedeckung toleriert. Hurka (1986) zufolge lebt sie in Tschechien und Slowakei sowohl in offenen als auch beschatteten Habitaten, in Heiden und Gehölzen [„woods“] sowie Bergweiden. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das

Schwerpunktvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten, mit weiterem Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen. Müller-Motzfeld (2004) führt die Art als xerotherm auf.

Beier & Korge (2001) bezeichnen sie für den Potsdamer Raum als „Charakterart trockener Calluneten“ und fanden sie „in *Calluna*- und Vorwaldflächen des ehemaligen Krampnitzer Schießplatzes“ sowie u.a. auch im Waldrandbereich; sie sehen die Art durch zunehmende Verbuschung der *Calluna*-Heiden als gefährdet an. Nürnberg (1933, in Horion 1941) gab für Mecklenburg an, die Art komme „in reinen Sandgegenden, aber auch auf Moorböden vor, meist in Wäldern oder waldigem Gelände und fast immer an Stellen, wo Heidekraut, Moos und Flechten der Landschaft ein besonderes Gepräge geben.“ Gersdorf (1937) führte die Art in mittlerer Abundanz von Lichtungen in lichten Flechten-Kiefernwäldern Mecklenburgs auf. Stegemann (2002) nennt sie für die Ueckermärker Heide in Kiefernheiden und auf Binnendünen verbreitet. Auf Heide-Sukzessionsflächen des Niederlausitzer Braunkohletagebaus tritt sie abundant auf (Borries et al. 1998 in Kielhorn 2004). Krause (1974) beschreibt das Habitat für „Brandenburg: trockene, kiesig-sandige, meisten sonnexponierte Böden, unter *Calluna*, nie in Mooren (nach Wagner in Horion 1941).“

In Westfalen kommt sie neben *Calluna*-Heiden auf Sand einschließlich solchen mit Kiefern-Sukzession und nach Brand (Heitjohann 1974) auch auf Torfboden vor (Rudolph 1976a). Auch Barner (1949) erwähnt für Nordwestfalen v.a. Funde auf verheideten Moorstandorten, „zwischen und unter Heidekraut und Flechten“ und ähnlichen Strukturen wie unter Torfstücken, sowie auf einem Kahlschlag. Lehmann et al. (2004) fanden die Art auf Sandrasen bei Darmstadt, während Karafiat (1970) in den untersuchten späteren Sukzessionsstadien keine Nachweise gelangen, was als Indiz für die Bedeutung offenen Rohbodens gedeutet werden kann. Schaffrath (1999) fand sie am Edersee in wenigen Exemplaren in trockenen, felsigen Waldbereichen mit Nadelbaum-Beimischung und u.a. Wacholder und Flechtenrasen als Resten bzw. Anklängen heideartiger Vegetation.

Sie ist zwar dimorph, aber fast immer brachypter (Lindroth 1944, Desender 1989), und daher ausbreitungsschwach. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). In den Waldbranduntersuchungen von Winter (1980) und Kolbe (1981) fehlt sie. Handke (1997a) stellte sie mäßig abundant auf einer regelmäßig gebrannten Grünlandbrache (und vormaligen Weinbergsfläche) auf Muschelkalk Baden-Württembergs fest.

Baehr (1980) fand bei seiner Untersuchung des Schönbuch ein Einzeltier auf einer Weinbergterrasse, und hält eine Zuwanderung aus einem nahen Kiefernwald für möglich. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie nur als Einzeltier im ersten Jahr der „Lichtphase“ eines collinen Esskastanien-Niederwaldes auf, d.h. im Jahr des Stockhiebes. Auf den von Kenter et al. (1998) untersuchten Windwurf- und Vergleichsflächen in Jura, Keuper und Jungmoräne fehlte sie.

In einem nordböhmischen Moor- und Schwefelquellgebiet trat die Art individuenreich auf, besonders häufig „unter Birkenlaub“ (Hejkal 1990). Aus dem Rahmen (zumindest für Süddeutschland) fällt die Fundmeldung von sechs Individuen aus Schilfröhrichten der Rheinaue (Detzel et al. 1993).

Wiederholt wurde die Art in der Gipfelregion des Feldbergs „auf schwarzem, moorigen Boden“ gefunden (Horion 1951) und kommt mithin zumindest in diesem Teil Deutschlands auch in den Hochlagen vor. Das trifft auch für die Alpen zu, so in Vorarlberg, hier in „Zwergstrauchdetritus“ auf 2100 m (Brandstetter & Kapp 1997). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „praticol“ ein, doch fand Lang (1975) sie in alpinen Lebensräumen der Tiroler Zentralalpen nicht in der Grasheide-, sondern der Zwergstrauchstufe. Auf der Balkanhalbinsel kommt sie „in den Hochgebirgen von Bosnien verbreitet, namentlich in der alpinen Region“ vor, ferner auch in den Mittelgebirgen (Apfelbeck 1904). Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitaten Südnorwegens nicht in den Heiden, sondern im Birken- und im Kiefernwald.

Szyszko (1983) stellte die Art mit 23% Stetigkeit in jungen Flechten-Kiefernwäldern Polens fest, sowie insgesamt 17% über alle Nutzungsarten (Abb. A.4.4.). Polnische Untersuchungen (Sklodowski & Zdzioch 2006, Sklodowski & Garbalinska 2007) fanden die Art im zweiten und dritten Jahr nach Windwurf in einem Kiefernwaldgebiet auf Sand in hoher Stetigkeit im vom Windwurf betroffenen Gebiet (Sukzessionsfläche nach starker Auflichtung), während sie in den Kontrollbeständen ohne Windwurf vollständig fehlte. Weitere Lebensräume in Polen sind trockene Stellen in Heiden und Mooren, Waldränder und Grünland (Burakowski 1973/74).

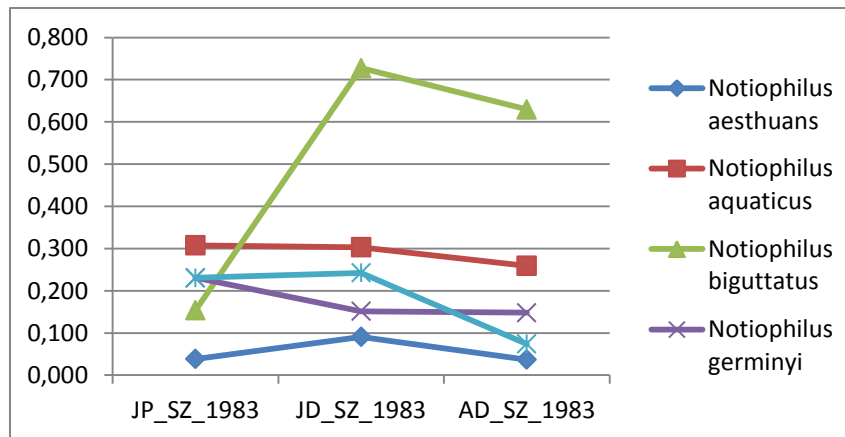


Abb. A.4.4.: Stetigkeitswerte der *Notiophilus*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, nach ungefähren Nutzungsarten (JP=Jungbestand bis Dickungsschluss; JD=Jungdurchforstung, bis ca. halber Umtriebszeit, AD=danach) aufgetragen (errechnet aus Daten in Szysko 1983)

In Skandinavien kommt sie u.a. in „flechtenreichen Kiefernheiden“ und in „lichten und trockenen Stellen des *Betula nana*-reichen Birkenwaldes“ (Lindroth 1944) und (zitiert in Krause 1974) „fast xerophil, einerseits bei schwacher Beschattung in Hainen, Waldsäumen, Wiesen, andererseits auf Trockenwiesen, *Calluna*-Boden und in flechtenreichem Kiefernwald“ (Lindroth 1949) bzw. „unter lichtem Koniferenschirm“, und alpin vor allem im trockenen Birkenwald (Refseth 1980, Lindroth 1986) vor. In Finnisch-Lappland wies Forsskahl (1972) die Art sowohl in verschiedenen subalpinen Wäldern als auch in offenen, alpinen Habitaten nach. Niemelä et al. (1988) fanden sie in der südfinnischen Taiga mehrfach im Wirtschaftswald und am Rand der belassenen alten Taiga-Fragmente, nicht jedoch in diesen. In einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf allen drei forstlichen Behandlungsvarianten einer kontrollierten Brandfläche (mit stehendem Restbestand, Kahlschlag, selektiver Einschlag) wie auch der Kontrollfläche auf, am relativ abundantesten auf der Brandfläche mit selektivem Eingriff. Lönnberg & Jonsell (2012) sahen bei Untersuchungen in schwedischen Sandgruben v.a. das Vorhandensein von Rohboden als entscheidend an. Schjotz-Christensen (1957) beobachtete *N. germinyi* bei Intensivstudien von Silbergrasfluren in Dänemark „am häufigsten in Nadelholzpflanzungen“, und folgerte, dass „die dichte Vegetation [der fraglichen Probestelle] das Vorkommen mancher Laufkäferarten fördert“, wie eben *N. germinyi*, den sie als Beispiel dafür aufführt. Ings & Hartley (1999) fanden die Art in den als Kaledonischen Kiefernwäldern beschriebenen natürlichen Kiefernwäldern Schottlands in relativ dichten jungen Kiefernbeständen.

In Holland tritt die Art auf Dünen, in Heiden und lichten Wäldern wie Dünenwäldern, Eichen-Birkenwäldern und Waldanpflanzungen auf Dünensanden auf (Turin 2000). In Frankreich besiedelt sie „sandige und trockene Habitate, Kiefernwald und Heide“, aber auch feuchteren Wald (du Chatenet 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie sehr selten und bevorzugt junge Kiefern- oder Laubwaldbestände (Barbaro et al. 2006).

Plachter (1985) fand die Art im unteren Brombachtal weder auf offener Sandpionierfläche noch im Sandmagerrasen (mit einzelnen Kiefern und Ginsterbüschen), noch im Sandkiefernforst (DPI), sondern an einem Sandufer. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie weitgehend auf die verschiedenen Ausprägungen der Haiden beschränkt, doch wurden Kiefern-Bestockungen bisher dort auch nur sehr extensiv untersucht.

<i>Notiophilus germinyi</i>	CPI: 335,2249 (<0,0001)	SSW>KIHN> KIE>TRSS> BRAS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, (SO)	S, GR, F, SR	-; höchster HT: CPI	NN<300: 7,4348 (0,0064); <600: 12,6402 (0,0004)
-----------------------------	-------------------------	--------------------------	--	--------------	---------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Für das CPI wird ein sehr hoher χ^2 -Testwert erreicht, innerhalb der Wälder tritt die Art in keiner anderen Habitatgruppe auf. Tiefe Lagen werden präferiert, Affinitäten bestehen im untersuchten

Datensatz zu Sand, Säure, Grabbarkeit und geringer Feuchtigkeit. Auch in der ISA wird ein - recht hoher -Wert für das CPI erzielt, auf HT-Ebene (Landwälder).

Calodromius spilotus ist eine vorwiegend arboricole Art, die auf verschiedenen Laubbäumen lebt, denen eine grobe Borke gemeinsam ist. Im Norden Europas werden Nadelbäume bevorzugt, v.a. Kiefern, seltener anderen Koniferen oder Laubbäume (Lindroth 1949, Lindroth 1986, Luff 1998), in Mitteleuropa v.a. Laubbäume, nicht nur im Wald, sondern auch Solitärbäume (Hurka 1996). Nach Büngener et al. (1991) handelt es sich um die Dromiide „mit den meisten Funden unter Steinen an warmen Orten“, z.B. auf Muschelkalk und Sand. In den Niederlanden lebt sie v.a. auf Dünen grasland, im Dünenwald und im Dünengebüsch, sowie ferner im Eichen-Birkenwald (Turin 2000), und mithin nicht ausschließlich arboricol. Koch (1989) führt neben Habitaten mit Baumbewuchs auch „Heide“ als Lebensraum auf, Baehr (1983, in Turin 2000) fand die Art unter Wacholder in einer Wacholderheide. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt vorkommen bodensauren Wäldern und Forsten mit weiterem Hauptvorkommen in mesophilen Laubwäldern.

In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie unter der Rinde von Eukalyptus nachgewiesen (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Die von mehreren Autoren aufgeführte Wärmetönung der Fundorte steht in Widerspruch zur Auflistung der Art durch Saalas (1923) unter den „Fichtenkäfern Finnlands“, also den dort an dieser Baumart (regelmäßig oder gelegentlich) zu findenden Arten, passt aber zu den aufgeführten Einschätzungen von Lindroth (1949, 1986) als Nadelbaumbewohner in Skandinavien.

Funde auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) beschränken sich auf Nachweise in Flugfensterfallen im NWR „Fasanerie“. Weitere arboricole Funde der Art gelangen an Eichen in mittelfränkischen Eichen-Hainbuchenwäldern (z.B. Müller-Kroehling 2007), aber auch Hybridpappeln im Isartal (unveröff.).

<i>Calodromius spilotus</i>	CPI: 74,0004 (<0,0001)	SSW>KIHN> TRSS>KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	-; höchster HT: CPI	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
-----------------------------	------------------------	--------------------------	----------------------------	------	---------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist nur mäßig hoch und lautet auf das CPI. Er stellt wohl das Artefakt einer mit Bodenfallen untererfassten arboricolen Art dar. Aufgrund der Tatsache, dass die Art nur an bestimmten Orten auch terricol aufzutreten scheint, arboricol aber offenbar eine breite Palette von Habitaten zu besiedeln vermag, sind ihre terricolen Präferenzen zwar nur schwer auf Korrektheit des Testergebnisses einzuschätzen. Terricole Funde auch auf Muschelkalk (Büngener et al. 1991) sprechen indes gegen eine starke Habitatbeziehung zu Flechten-Kiefernwäldern, auch wenn zumindest in Teilen des Areals eine Präferenz für diese Baumart arboricol besteht (Lindroth 1949).

Paratachys bistratus ist nach den meisten Quellen ein Bewohner sandiger oder lehmiger bzw. toniger Uferstandorte (Lindroth 1986, Koch 1989, Luff 1998), nach Marggi (1992) eine „Nassart auf allen feuchten, humusreichen und lehmigen, beschatteten Böden.“ In Polen wurde die Art von Szyszko (1974, 1983) nicht in Kiefernwäldern gefunden. Nach Horion (1854) und Lindroth (1954, beide in Turin 2000) tritt die Art auch regelmäßig fern von Wasser an Waldrändern und torfigen Lichtungen in Wäldern auf. Auch Baehr (1980) beobachtete im Schönbuch, dass die Art nicht an Ufer gebunden war, sondern v.a. auf „schütter bewachsenen, lehmigen Ödflächen“ auftrat. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Hurka (1996) zufolge tritt eine sehr dunkle Form auch in *Calluna*-Heiden auf.

Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie nur in Einzeltieren gefunden, in einer Zwergstrauchheide und in Kiefern-Jungbeständen (Barbaro et al. 2006).

Die Art wird wegen ihrer geringen Größe wohl mit Bodenfallen untererfasst (Metzner 2004).

Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur einmal, auf einem Sandstandort. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nicht gefunden.

<i>Paratachys bistriatus</i>	CPI: 48,7262 (<0,0001)	SSW>KIHN> LITR>TRSS	LITR, TRSS, KIHN, SSW, CPI	Keine	;- höchster HT: CPI	NN<300: n.s.; <600: n.s.
------------------------------	---------------------------	------------------------	----------------------------------	-------	------------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Zuordnung zum CPI durch Chi²-Testwerte findet keine unmittelbare Entsprechung in der Literatur.

Es muss wohl Desender et al. (1995) zugestimmt werden, dass weitere Untersuchungen zur Ökologie der Art notwendig sind, was auch in den sehr unterschiedlichen Einstufungen der Art in den verschiedenen Regionen durch GAC (2009) (Kulturhabitate, Rohboden, Trockenstandorte) reflektiert ist.

Kiefernwälder allgemein (KIE)

Carabus violaceus purpurascens wird heute überwiegend als Unterart von *C. violaceus* aufgefasst (sh. dazu ausführlicher bei der Nominat-Unterart). Nach Herrera & Arricibita (1990) handelt es sich um eine „polytypische Art mit zahlreichen, an verschiedene Habitate angepassten Unterarten.“ Die Literaturangaben lassen aber nur teilweise eindeutig erkennen, auf welches Taxon genau sie sich beziehen. Für *C. violaceus purpurascens* beschränkt sich die Literatur vielfach auf Angaben zu Wald als Habitat ohne weitere Spezifizierung, was möglicherweise an der nicht erfolgten Unterscheidung der Unterarten liegt. Hier sind nur Angaben speziell zu *purpurascens* berücksichtigt (die aber teilweise in gewissem Umfang auch die Übergangsform *psiloptera* beinhalten können, vgl. bei der Nominat-Unterart im Abschnitt Fichtenwald).

Koch (1989) nennt speziell lichten Wald. U.a. tritt die Unterart auch in Laubwäldern auf (vgl. beim Eichenwald). Henseler (1940) hielt das Taxon für eine eigene Art, die „Lehm- und Lettenboden und kultivierten Sand“ liebt, „fast ausschließlich Äcker bis zum Waldrand bewohnt, aber nicht in den Wald selbst“ geht, im Gegensatz zu *C. violaceus* als „reinem Waldtier“, anders als Barner (1937), der die Unterart für das nördliche Westfalen als vorwiegenden Bewohner der Laubwälder ebener Flächen auf lehmigen Böden beschreibt, der Sandböden und Hänge meidet. Auch Burmeister (1939) nennt eine „Bevorzugung von Lehm- und Tonböden.“ In Nordhessen lebt sie in „feuchten, laubreichen Laubmischwäldern, vereinzelt auch in lichtem Nadelwald“ (Korell 1986).

In der Senne wird die höchste Aktivitätsdichte im Kiefern-Altbestand erreicht, höher als im Betulo-Quercetum, Buchen-Eichen-Bestand und Kiefern-Jungbeständen bzw. -sukzessionsstadien (Heitjohann 1974), und auf Sandäckern nur als Einzeltier (Kaiser 2007). Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die (Unter)art in einer Wacholderheide.

Funde in der Fichtenstufe des Harz (Marten 2012) könnten sich auf die fixierte Transitus-Form (stabile Übergangsform) *psiloptera* beziehen, die in ihrer Verbreitung und den Ansprüchen stärker der Nominatform nachzukommen scheint (Blumenthal et al. 1977).

Auf den von Winter (1980) und Kolbe (1981) untersuchten, norddeutschen Waldbrandflächen war sie auf den ungebrannten Vergleichsflächen mäßig stetig und abundant vertreten, auf den Brandflächen hingegen nur vereinzelt. Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat *C. violaceus* (Unterarten nicht unterschieden) nur auf der Brandfläche auf, mäßig stetig und gering abundant. Auf baden-württembergischer Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) war die Art (Unterarten ebenfalls nicht unterschieden) nur in den belassenen und geräumten Windwurfflächen auf Rhätsandstein und Jungmoräne vertreten, nicht in den Vergleichsbeständen. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes (Neumann 1971b) trat *C. violaceus purpurascens* verbreitet in den jungen Aufforstungen auf.

Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist es eine der häufigsten Arten, mit höchsten Abundanzen allerdings in den Laub- und Laub-Nadel-Mischbeständen (Barbaro et al. 2006).

Die (Unter)art wurde von Plachter (1983) in einer von Kiefernforst umgebenen, in Sukzession begriffenen, südbayerischen Sandgrube gefunden. Plachter (1985) fand die Art im unteren Brombachtal in Sandmagerrasen, die „inselartige“ Kiefern-Pionierbestockung und Ginstergebüsche aufwiesen, und in einem Kiefernforst, der stellenweise den Charakter eines CPI trägt. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie vereinzelt in alten Haiden nachgewiesen.

<i>Carabus violaceus purpurascens</i>	KIE: 146,7508 (<0,0001)	Kiefer: SSW>LITR> KIHN>TRSS> CPI; zusammen: SSW>LITR> KIHN>TRSS> CPI	(NDW), LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, BUST, BSS, BB, AF	S, F: 0-2, (SI)	Buche; Höchster HT: CPI	NN<300: n.s.; <600: 37,3828 (<0,0001)
---------------------------------------	----------------------------	---	---	-----------------	-------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

In Bayern dürfte es sich (der ausgewerteten grauen Literatur u.a. Quellen zu offenen Sekundärlebensräumen der Kulturlandschaft zufolge) weitgehend um eine Waldart (wenn auch lichter Wälder) handeln. Höchster Testwert wird für Kiefernbestockungen erreicht, unabhängig von der Naturnähe, der höchste HT insgesamt ist der CPI. Affinitäten bestehen zu geringer Feuchtigkeit und Sandstandorten. In der ISA werden für trockene und sandige Wälder signifikante Testwerte errechnet, der höchste auf Ebene der HTB3X für alle Kiefern- und offenen Sandstandorte zusammen.

Carabus convexus besiedelt im meisten Teil des eher kontinental getönten Areals lichte bzw. trockene Wälder und Lichtungen (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009, Koch 1989), wie beispielsweise Eichen- und Kiefernwälder (Turin et al. 2003), und wird auch bei den Eichenwäldern besprochen. Neben Sand- kommt sie auch auf Kalkstandorten (Turin et al. 2003) vor. Für Deutschland beschreibt Lindroth (1949) die Art unter Vergleich mit *C. arvensis* als „ausgesprochenes Waldtier“, das u.a. auch Nadelwälder besiedelt. Hingegen kommt sie nach Müller-Motzfeld (2006a) auch in Süddeutschland besonders im Offenland vor. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) werden neben Hauptvorkommen auf kalkreichen- und kalkfreien Magerrasen und weiteren Haupt- und Nebenvorkommen als Nebenvorkommen auch trockener Nadelwald und trockene Rohbodenstandorte aufgeführt.

In der Senne wurde die Art in *Calluna*-Flächen mit Kiefern und im Kiefern-Altbestand gefunden, deutlich weniger im Betulo-Quercetum und im Buchen-Eichen-Mischbestand auf Sand über Kalk (Heitjohann 1974). Gersdorf (1937) zufolge war das Auftreten in lichten Flechten-Kiefernwäldern Mecklenburgs „spärlich.“ Stegemann (2002) vermutet sie in der Ueckermärker Heide v.a. in Kiefernheiden „weiter verbreitet.“

Trost (2001) fand die Art in lichtem Eichen-Felswald und einer Trockenrasen-artigen Lichtung des Saaletales in recht hohen Abundanzen, und auch in Sachsen werden v.a. Trockenhänge besiedelt, und hier v.a. „steinige Plätze“ u.a. mit Ödland, Kiefernbestockung oder Waldränder, aber „auch in feuchten Buchenbiotopen“ Funde getätigt (Nüssler & Grämer 1966).

In Buchenwäldern und Forsten Baden-Württembergs (Scheurig et al. 1996) sowie Naturwaldreservaten mit Eichen-Hainbuchen-, Buchen- und Nadelbaumbestockung (Trautner et al. 1998) trat sie nicht auf. Jans (1987) fand sie auf der Schwäbischen Alb einzeln im Eichen-reichen LF. Im Schwarzwald trat sie weder in Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001), hochmontanen Bergmischwäldern und Nadelbestockungen (Lamparski 1988) und hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Feldberggebiet (Molenda 1989) noch in Missen im „Grindenschwarzwald“ (Rausch 1993b) auf. Im Schönbuch fand Baehr (1980) sie nicht, ebenso Kless (1961b) im Gebiet der Wutachschlucht. Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie ebenso wenig auf wie nach Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) oder in Norddeutschland (Winter 1980, Kolbe 1981).

Roubal (1938) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Varvara & Varvara 1991, Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002)

kommt sie relativ stetig vor, z.T. auch nur in Einzeltieren, z.T. auch abundant. Sie trat auch in einem russischen Eichenwald der Waldsteppe auf (Grechanichenko & Guseva 2000), abundanter im Bestand als auf der Lichtung. Arnoldi & Ghilarov (1963) fanden die Art in der Waldsteppenzone nur im Wald, nicht auf der Waldwiese oder in der offenen Ursteppe. Im mährischen Karst wurde sie an einem „Laubwaldrand mit reichem Unterwuchs des Verbandes Carpinion“ gefunden (Stastna & Bezdek 2001), und bevorzugt allgemein „mäßig beschattete Habitate“ (Stastna & Hula 2012). In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat sie stetig und abundant auf, im angrenzenden Kahlschlag praktisch fehlend. In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie wenig stetig auf und fehlt im Abietetum und Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ganz.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) trat sie mit mäßiger Stetigkeit in allen Entwicklungsphasen auf. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) war sie mit hoher Stetigkeit, aber geringer Abundanz in allen Varianten vertreten.

Am Nordrand der Verbreitung, wie in Skandinavien, handelt es sich zunehmend oder überwiegend um eine xerothermophile Offenland-Art (Turin et al. 2003). Lindroth (1949) zufolge präferiert sie lückig bewachsenen, sandigen oder kiesigen, humusreichen Boden des Offenlandes oder mit „mäßiger Beschattung von Laubbäumen und Sträuchern.“ Dabei ist sie in Skandinavien wärmeliebend und in humusreichen Habitaten Lindroth (1949) zufolge auch kulturbegünstigt. Für Finnland stuft Koivula (2012) sie indes als „borealen Sand-Heiden-Spezialisten“ ein. In den Niederlanden, wo sie stark zurückgegangen und sehr selten ist, zeigt sie xero-thermophile Ansprüche und wurde nur auf Kalkgrasland gefunden (Turin 2000).

In hochalpinen Habitaten der Südalpen kommt die Art regelmäßig vor (Franz 1936). In Frankreich ist sie v.a. eine „Waldart, die ausnahmsweise auch auf in alpinem Grasland bis 1800 m“ lebt (Forel & Leplat 1995), und tritt dabei in Bezug auf Wald in „niederen und mittleren Höhenlagen und mediterranen Kiefernwäldern“ auf (du Chatenet 2005). Auf Bergen Nordostgriechenlands lebt sie v.a. in hochwüchsiger Weidevegetation, aber auch in Kiefernwäldern, deren Lichtungen und im Buchenwald (Wolf 2003).

Plachter (1985) fand die Art im Unteren Brombachtal in offenen Sandflächen aus Abbautätigkeit und in Sandmagerrasen, die „inselartige“ Kiefern-Pionierbestockung und Ginstergebüsche aufwiesen. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie in Kiefernbeständen auf Kalk und einer Kies-Auftragsfläche nachgewiesen.

<i>Carabus convexus</i>	KIE: 105,6545 (<0,0001)	LITR>SSW> KIHN>TRSS> BRAS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS	S, F	-; höchster HT: CPI	NN<300: n.s.; <600: 9,4382 (0,0021)
-------------------------	----------------------------	---------------------------------	---	------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art ist weder psammophil noch azidophil, wie Vorkommen auch auf Kalkstandorten zeigen. Höchster Chi²-Testwert wird für Kiefernbestockungen errechnet, also Standorts-unspezifisch, an zweiter Stelle für das Konvolut lichter und trockener Wälder. Für diese Gruppe errechnet sich auch ein signifikanter IndVal in der ISA.

Carabus problematicus ist eine Art, die in Europa und in Deutschland in mehreren Unterarten oder Rassen vorkommt (vgl. Lindroth 1941, Blumenthal & Nüssler 1967), ja in einer endemischen Unterart selbst in Island und in weiteren, relikitären Formen in Skandinavien (Nüssler 1967). Bayern hat sie nacheiszeitlich noch nicht vollständig (wieder) besiedelt, und fehlt hier südlich der Donau (weitgehend, bis auf einen Fund unmittelbar südlich der Donau, Leopold 1995c). Im ostbayerischen Grenzgebirge kommt nach Blumenthal & Nüssler (1967) die Nominat-Unterart vor, im Rest Deutschlands einschließlich des übrigen Nordbayerns die Unterart *C. p. gallicus*. Beide Unterarten können Blumenthal & Nüssler (1967) und Nüssler & Grämer (1966) zufolge in weitere Formen unterteilt werden, die sich jedoch an ihren Kontaktzonen durch Übergangsformen auszeichnen. Da diese subspezifischen Taxa Ausdruck unterschiedlicher Eiszeitrefugien und Rückwanderungswege nach

Mitteleuropa sein dürften, besteht die Möglichkeit von Unterschieden der Habitatsprüche, was in Bezug auf Angaben aus anderen Teilen Europas neben der regionalen Stenökie zu berücksichtigen ist.

Es handelt sich im südlichen Mittel- und Osteuropa vorwiegend um eine Waldart (Hurka 1996), während sie weiter nördlich auch in offenen Habitaten wie Heiden usw. vorkommt (Turin et al. 2003). Wälder mittlerer Höhenlagen werden in Mitteleuropa präferiert (Turin et al. 2003). Koch (1989) nennt nur Wälder und Hecken sowie Hochheiden als Habitate. Burmeister (1939) zufolge kommt sie „in Wäldern (Nadel, in der Ebene Laub), in sonnigen Schonungen“ sowie „an Bachufern, auch auf Moorboden“ und „im Gebirge auf Kalkboden“ vor. Auch Baehr (1980) gibt an, die Art komme in „trockenen Nadelwäldern (Tietze 1966, Krause 1974) und in der „Ebene auch in Laubwäldern (Barner 1937, Lauterbach 1964)“ vor.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern in einigen collinen und montanen Buchenwäldern (AF, LF) und im Kiefernforst. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb fehlt sie. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) kommt sie von der collinen bis in die montane Stufe in den Ausprägungen mit Eiche und Hasel, am abundantesten aber im Esskastanien-Niederwald vor. Im Schönbuch bei Tübingen (Baehr 1980) wurde sie v.a. in trockenen Kiefernforsten, im Fichtenforst und im Birkenbruch gefunden, die sich alle durch saure Standortsbedingungen auszeichnen. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes, nicht hingegen in den hochmontanen, reinen Nadelbestockungen; in den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten des Süd- wie Nordschwarzwaldes trat sie ebenfalls nur im Bergmischwald aus Buche und Tanne des „Conventwaldes“ auf. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie nur in einem „lichten Fichten-Kiefernwald mit viel Besenginster.“ Im Eichen-Hainbuchenwald des Bannwaldes „Sommerberg“ (Trautner et al. 1998) auf Keuper ist sie abundant und stetig vertreten.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000a b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) ist es eine in verschiedenen Ausprägungen stetig und meist abundant auftretende Art. Schiller (1973) fand sie in einem Feucht- und Heidegebiet des Münsterlandes mit deutlich höherer Abundanz im Birken- als im Erlen-Bruchwald, in *Calluna*- und Erica-Heide.

Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes trat die Art verbreitet auf (Neumann 1971b).

In der Senne (Heitjohann 1974, Kaiser 2007) kommt sie in Kiefern-Stangenhölzern mit Resten der vorigen *Calluna*-Heide in höherer Abundanz vor als im Kiefern-Altbestand, ist aber auch in Laubholz-Typen (Betulo-Quercetum und Buche-Eiche) abundant, und fehlt in den *Calluna*-Heiden, den Sandäckern und auf offenem Sand weitgehend. In der Lüneburger Heide ist es „der häufigste Waldcarabus“ und „wohl in allen Wäldern zu finden“ (Blumenthal 1969). In Schleswig-Holstein tritt sie ausbreitungsgeschichtlich bedingt nur in manchen Landesteilen auf (Blumenthal 1969) und kommt dort in Wäldern und auf Dünen vor (Irmeler & Gürlich 2004).

In einem Waldgebiet des Süderberglandes (Steinweger 2004) war sie die insgesamt abundanteste Art und in allen vier Waldtypen vertreten, am abundantesten im Fichten- und Fichten-Buchen-Mischbestand. Auch im Westsauerland (Lauterbach 1964) trat sie in allen Waldtypen und -bestandsformen auf, in höchster Abundanz im Buchenbestand auf Sandstein, aber auch im Kalkbuchenwald und im Kahlschlag des Fichtenforstes abundant. In den verschiedenen Stadien Siegerländer Hauberge (Fuhrmann 2007) sowie in zwei Nieder- und Eichen-Birken-Mittelwäldern (Kolbe 1970) trat sie stetig und abundant auf.

Im Osten Deutschlands ist sie vorwiegend montan und „meist in trockenen Habitaten“ verbreitet, „v.a. in Nadel- und Mischwäldern, aber auch Laub- und Heidewäldern“, Lichtungen, Kahlschlägen sowie seltener in Mooren (Arndt 1989). Trost (2001) fand die Art in hoher Abundanz in bodensauren Eichen-Trockenwäldern und (weniger stark) in lichthem Trockengebüsch sowie einer Trockenrasen-artigen Lichtung des Saaletales. In der Norddeutschen Tiefebene kommt sie nur in vereinzelt vor, und ist dabei zumindest teilweise auf größere Waldgebiete beschränkt (Horion 1941). Im nordostdeutschen Tiefland ist sie selten und ihr Vorkommen z.T. fraglich oder erloschen (Arndt 1989), sie kommt aber in der Lausitz auch „bis weit in die Niederungen“ vor (Gebert 2006). In der Döberitzer (Beier & Korge 2001) und Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) fehlt sie, Gersdorf (1937) führte sie nicht auf. In den von Winter (2005) untersuchten Buchenwäldern Mecklenburgs fehlt sie.

In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie in den bodensauren abundant auf, weniger abundant in jenem auf Basalt und nur relativ spärlich im Reservat auf Muschelkalk. Im Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999) ist sie in verschiedenen Waldtypen abundant vertreten. Im Reinhardswald (Schaffrath 2001) wurde sie mehrfach nachgewiesen.

Marggi (1992) bezeichnet sie als „Waldart in Fichten-, Laubmisch- und Laubwäldern“, und nach Kolbe (1982) in Fichtenmonokulturen am häufigsten, nach Friebe (1983) in Buchenwäldern. In colliner Lage ist es (Marggi 1992) zufolge in der Schweiz hingegen v.a. eine Art der Auen- und Bruchwälder, ferner „im Tessin auch in trockenen, hanglagigen Wäldern“ vorkommend. Nach Luka et al. (2009) präferiert sie „Übergangszonen“ wie „Gebüsche, Hecken, gebüschreiche Vorwaldgesellschaften und Waldränder“ und ist dabei hygrophil; Nachweise liegen v.a. in Gehölzhabitaten, weniger Misch- und Laubwäldern, und fehlen in Nadel- und Auwäldern, so dass sich insgesamt ein sehr differenziertes Bild für das Vorkommen in der Schweiz ergibt.

Gebiete mit sauren Standortsbedingungen werden bevorzugt (Lindroth 1945, Thiele 1964, beide in Baehr 1980; Turin et al. 2003). Fichten-Reinbestände und Nadel-Laub-Mischbestände werden besiedelt, z.T. sogar bevorzugt (Kolbe 1982, Koch 1989, Hartmann 2001, Rehfeldt 1984b), die Art fehlt aber in den von Geiler (1974) untersuchten Tharandter Fichtenforsten.

Gegenüber Waldbränden verhält sich die Art überwiegend indifferent, d.h. kommt auf Waldbrand-Flächen wie den Kontrollflächen vor (Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001), tritt nach einem sehr großen Waldbrand in der Lüneburger Heide (Winter 1980) allerdings abundanter und stetiger auf den Vergleichsflächen auf.

Für Skandinavien beschreibt Lindroth (1949) sie als „ausgesprochen xerophile Art, die auf vollkommen offenem oder mit Kiefern ganz licht bewachsenen Heidegrund lebt und nur ganz niedrige Bodenvegetation [z.B.] von *Calluna* und *Empetrum* und Flechten verträgt, stets Kiesgrund besiedelnd; nur in Mitteleuropa ist die Art nach Lindroth (1949) „in viel stärkerem Maße“ als in Skandinavien ein Waldtier. Den Boer (1971) beobachtete in den Niederlanden, dass zwar Ausbreitung und Eiablage in an Wald angrenzende Heide erfolgen kann, sich die Käfer aber in der Regel nicht fertig entwickeln können. In den Niederlanden (Turin 2000) werden an erster Stelle verschiedene, eher trockene Wälder und Forste besiedelt, an zweiter Stelle auch Heiden und (verheidete) Moore und in geringerem Umfang auch sandige Äcker und Ackerbrachen. Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nicht-nasse, saure Wälder mit ausgeprägtem Auflagehumus (Moder) bevorzugt. In Großbritannien ist die Art verbreitet, v.a. in Wald und Heiden sowie langgrasigem Grünland (Luff 1998), dabei v.a. auf trockenen Standorten, auch in lichtem Wald, und auch in höheren Lagen (Lindroth 1974).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) ist die Art über alle Nutzungsarten hinweg mäßig stetig (9%) verbreitet. In den Untersuchungen von Sklodowski (1995) und Sklodowski & Garbalinska (2007) fehlt sie. Aus Ungarn wird ein Vorkommen meist in „kalkflüchtender Vegetation“ gemeldet (Turin et al. 2003). In Buchenwäldern des Karpatensystems (Korbel 1962, Korbel 1973a, Jakuczun 1979, Huruk & Huruk 2005, Huidu 2010) tritt sie nur ganz vereinzelt auf, im Abietetum und im Piceetum subalpinum (Korbel 1973b, Sustek & Zuffa 1988, Sustek 2006) ganz fehlend.

In Italien ist die Nominat-Unterart auf die Alpen beschränkt und wird als eher xerophil und u.a. in Kiefernwäldern, Lichtungen und auf alpinen Weiden vorkommend beschrieben (Casale et al. 1982). Für den ligurischen Apennin wird die ssp. *inflatus* als silvicol beschrieben und kommt dort v.a. in Kastanien- und Buchenwäldern vor (Casale et al. 1982). In Frankreich ist die Art in Wäldern sehr verbreitet (Forel & Leplat 1995), und dort werden je nach Region „humide Wälder, Buchenwälder der Ebenen und Kiefern- und Kastanienwälder“ besiedelt (du Chatenet 2005). In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag nur geringfügig (und nicht signifikant) weniger abundant als davor (Richard & Gosselin 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist es eine häufige Art, die in „allen außer den feuchtesten Habitaten“ vorkommt, und die höchsten Abundanzen auf den Feuerschutzstreifen, den Zwergstrauchheiden und jungen Kiefernbeständen erreicht (Barbaro et al. 2006).

Plachter (1985) fand die Art im unteren Brombachtal in einem Sand-Kiefernforst, der überwiegend als DPI aufzufassen ist, und kleinflächig den Charakter eines CPI trägt.

<i>Carabus problematicus</i>	KIE: 85,5026 (<0,0001)	LITR>BRAS> MIN>SSW>LH	LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	F, SI	;- höchster HT: CPI	NN<300: 13,0883 (0,0003); <600: 56,5191 (<0,0001)
------------------------------	---------------------------	--------------------------	---	-------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Das von der Literatur gezeichnete Bild ist sehr divers. Es beschreibt eine säurepräferenten Art, die zwar gern Nadelforste besiedelt und in der norddeutschen Ebene und in Skandinavien sogar xerophile Sandstandorte wie Heiden präferiert, andererseits aber gerade in der Ebene Laubwälder und große Wälder bevorzugen soll. Die Art fehlt in Teilen des Areals, wo die Standortbedingungen eigentlich auch im Lichte regionaler Stenökie günstig sein sollten, obwohl die Ausbreitungsfähigkeit nicht gering zu sein scheint, wie das Vorkommen beispielsweise auf Rekultivierungsflächen zeigt. Möglicherweise spielt neben regionaler Stenökie, die nur einen Teil dieser Unterschiede zu erklären vermag, auch die unterartliche Gliederung mit verschiedenen ökologischen Anpassungen eine Rolle, auch wenn diese Gliederung von verschiedenen Autoren weitgehend abgelehnt wird (z.B. Horion 1941). Dass die Art beispielsweise das Tertiärhügelland mit seinen überwiegenden bodensauren, collinen Standorten, auf denen vielfach Nadelforste aus Fichten- und Kiefern dominieren, nicht besiedelt hat, zeigt, dass die nacheiszeitliche Wiederausbreitung noch nicht abgeschlossen ist.

Der höchste χ^2 -Testwert wird für Kiefernbestockungen errechnet, also Standorts-unspezifisch. An zweiter Stelle folgt das Konvolut lichter und trockener Wälder, und für diese Gruppe errechnet sich auch ein signifikanter IndVal in der ISA. Höhere ISA-Werte werden auf Ebene des HT und der HTS1X allerdings für Brandstandorte errechnet. Der Bezug zu Kiefernwäldern könnte der Literatur zufolge v.a. über saure Standorte bestehen, doch wird für Säure keine signifikante Affinität errechnet. Obwohl in manchen Teilen des Areals xerophil, wird die Art in Mitteleuropa auch in feuchten Wäldern gefunden, und weist auch im Test keine Affinität zu trockenen Standorten auf.

Amara consularis ist nach Einschätzung der meisten Autoren eine xerophile (Marggi 1992, Koch 1989) bzw. trockene bis mäßig trockene Habitate besiedelnde Art (Hurka 1996), die locker bewachsene Bereiche benötigt (Koch 1989) und zumindest in niederschlagsreicheren Regionen sandige Standorte präferiert (Marggi 1992). Müller-Motzfeld (2004) klassifiziert sie indes war als (durchgehend) psammophil (ebenso Koch 1989), aber nicht als xerophil. GAC (2009) zufolge ist sie v.a. eine Art der Kulturhabitats und Brachen/Ruderalfluren, durchaus nicht nur auf Sandstandorten, und nur in manchen Regionen werden Trockenhabitats als Habitat aufgeführt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in Ackerunkrautfluren, mit Nebenvorkommen u.a. in „bodensauren Mischwäldern“ (was auch Nadelbaumbestände auf solchen Standorten beinhaltet). In den Niederlanden besiedelt sie v.a. trockene, hagere Diluvialsande, wie Brachen und Sandäcker, mit Einzelfunden nur im Eichen-Birkenwald (Turin 2000).

In der Senne fehlt die Art in den Aufnahmen von Heitjohann (1974), tritt aber als Einzeltier auf Sandäckern auf (Kaiser 2007). Sie wird für die Döberitzer Heide als xerophil und „gern auf Ackerunkrautfluren“ vorkommend eingestuft, wenn auch nur in Einzeltieren gefangen, u.a. auf einer *Calluna*-Heide und am Rand einer Sandabgrabung (Beier & Korge 2001).

Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010), ist also ausbreitungsfähig. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (19%) nur in der jüngsten Entwicklungsphase auf. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat die Art in manchen der Varianten (Stickstoff, Schwefel, Nullvariante), aber in geringer Abundanz auf.

In Oberfranken wurde die Art auf Kalkmagerrasen, Felshängen und Weinbergen sowie in „Kiefernheide“ gefunden (Hofmann et al. 2001). Auf der Münchner Schotterebene ist sie in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998), auf Äckern (Faas 1997) und einer Kiesgrube (Plachter 1983) verbreitet.

<i>Amara consularis</i>	KIE: 22,8176 (<0,0001)	SSW>KIHN>LITR>TRSS	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	-; höchster HT: -	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
-------------------------	------------------------	--------------------	----------------------------	------	-------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist niedrig, lautet auf Kiefernbestockungen und kann im Lichte der Literatur allenfalls im Wald-Kontext gelten.

Harpalus picipennis wurde lange Zeit mit *H. pumilus* als eine Art betrachtet (z.B. Burmeister 1939). Es ist eine psammophile (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2004) bzw. fast nur auf Sand vorkommende (Hurka 1996), xerotherme Müller-Motzfeld 2004) Art, die auf trockenen Dünen (Gersdorf 1937, Koch 1989), Sandheiden und Sandtrockenrasen (GAC 2009), Silbergrasfluren (Barndt 1976), „trockenen, unbewaldeten Steppen“ (Hurka 1996), Ginsterheiden (Gersdorf 1937) sowie auch auf sandigen Äckern (Irmiler & Gürlich 2004) vorkommt. Koch (1989) nennt auch „Kiefernheiden“ als Lebensraum, Gersdorf (1937) für Mecklenburg ferner auch Lichtungen und Jungbestände im Kiefernwald. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, ohne Nennung weiterer Habitate. In den Niederlanden liegen die Funde v.a. in Küstendünen (u.a. auch Dünengestrüpp), die Fänge „in einem kleinen Feuchtwald werden als untypisch angesehen“ (Turin 2000). Nach Lindroth (1986) wird in Skandinavien „offener, fast steriler Sand“, oft mit zerstreuten Pflanzen, bevorzugt. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Auch für die Döberitzer Heide wird angegeben, die Art meide vegetationslose Bereiche (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) gibt es wenige Funde aus Trockenrasen und von Binnendünen. Aus Westfalen (Kaiser 2004) gibt es keine belegten Nachweise, folglich auch nicht aus der Senne (Renner 2011, Kaiser 2007).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Sie ist dimorph und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) kommt die Art ausschließlich in Jungbeständen vor, hier mit 27% Stetigkeit.

<i>Harpalus picipennis</i>	KIE: 22,8176 (<0,0001)	SSW> KIHN>LITR> TRSS	LITR,TRSS, KIE, KIHN, SSW	S, F	-; höchster HT: -	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
----------------------------	------------------------	----------------------	---------------------------	------	-------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

In Bayern ist die Art auf den Nordwestteil und hier die größeren Sandgebiete konzentriert (Lorenz 2014). Im Datenbestand kommt sie in einem Verzahnungsbereich bzw. Pflegebereich lichter Kieferngehölze mit Sandmagerrasen und einem Kiefernforst vor, woraus sich der auf Kiefernbestockungen lautende maximale χ^2 -Testwert erklärt, der nicht hoch ist. Ob das Vorhandensein spärlichen Gehölzaufwuchses für das Vorkommen der Art bedeutsam ist, oder nur bis zu einem gewissen Grad ertragen wird, bedarf weiterer Überprüfung. Trockenheit, Sand und geringe Beschirmung (als Trend) sind relevante Merkmale laut χ^2 -Tests.

(Halb)Natürliche Nadelwälder (NND)

Calathus micropterus wird bei den Fichtenwäldern ausführlicher besprochen. Koch (1989) nennt als mögliche Habitate Heide, Dünen, Kiefernwälder, Moore, feuchte Lichtungen und Waldränder; „Bayern: lichte Fichtenwälder“. Hurka (1996) führt aus, dass die Art v.a. in Wäldern vorkommt. GAC (2009) nennt speziell lichte und azidophile Wälder. Müller-Motzfeld (2006a) und Lindroth (1986) erwähnen auch Laubwälder als - gegenüber Nadelwäldern - weniger bedeutsamen Lebensraum. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten sowie ein weiteres Hauptvorkommen in mesophilen Laubwäldern. In Schleswig-Holstein wurde die Art

von Irmeler & Gürlich (2004) psammophil in „frischen bis trockenen Wäldern“ gefunden. Turin (2000) hält sie in den Niederlanden für „xero-thermophil“ (anders als Müller-Motzfeld 2004 für Deutschland, der sie nicht aufführt).

In Nordwestfalen kommt sie „in Kiefernwäldern unter Nadeln oder Moos manchmal sehr häufig, in offenem Heidegelände nur in der Nachbarschaft von Kiefernwäldern oder -gebüsch“, sowie „nicht häufig auf aufgegebenen Äckern, häufig auch in Kiefern-Birkenwäldern, nicht häufig in Laubwäldern“, und nicht in Mooren vor (Barner 1954). In der Senne trat sie in allen Heide- und Waldlebensräumen außer dem Eichen-Buchenwald am Rand der Senne auf (Heitjohann (1974), mit höchster Abundanz im alten Kiefernforst und nur in Einzeltieren im Eichen-Birkenwald und einer offenen Sandfläche; auf Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. In der Döberitzer Heide ist sie auf *Calluna*-Heideflächen und auf Waldflächen am Rand der Großen Wüste verbreitet (Beier & Korge 2001). Grube & Beier (1998) stellten sie auf einem ehemaligen militärischen Übungsplatz Brandenburgs „subrezent“ im Vorwald fest. In der Ueckermünder Heide ist sie mäßig verbreitet (Stegemann 2002). Gersdorf (1937) nannte sie an erster Stelle für Kiefernwälder, auch Heidewald, ferner Mischwald und Lichtungen (hier auch in Laubwäldern) sowie für sandige Äcker. Karafiat (1970) fand die Art an mehreren Stellen im Darmstädter Flugsandgebiet in Dicrano-Pineten, was nahelegt, dass die Art keinen offenen Rohboden benötigt, und auch nicht auf montanes Klima beschränkt ist.

Auf den von Kenter et al. (1998) untersuchten südwestdeutschen Sturmwürfen fehlt sie, aber auch in den Vergleichsbeständen. So ist es auch in den Trautner & Rietze (2001) und Kolbe (1981) untersuchten Waldbränden. Im Vergleich eines sehr großen Waldbrandes in der Lüneburger Heide trat sie wenig abundant im Kontrollbestand und in ähnlich geringer Abundanz im dritten Jahr nach dem Brand auch auf der Brandfläche auf. Sie ist konstant brachypter (Desender 1989 in Turin 2000).

In borealen (Nadel)wäldern Nordeuropas ist *C. micropterus* eine dominante und mit hoher Stetigkeit auftretende Art (z.B. Heliölä et al. 2001, Koivula et a. 2002). In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat auf allen forstlichen Behandlungsvarianten auf, maximal auf dem selektiven Eingriff und dem belassenen Bestand sowie ebenfalls abundant, aber weniger zahlreich auf der Kontrollfläche ohne Brand, deutlich weniger zahlreich hingegen auf dem Kahlschlag nach Brand.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit hoher Stetigkeit (76%) in allen Entwicklungsphasen auf, mit höchster Stetigkeit in den beiden älteren Phasen. Durch experimentelles Verbrennen der Streu wird das Dominanzverhältnis von *C. erratus* zu *C. micropterus* umgekehrt (Zdziuch 2003). In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat *C. micropterus* mit sehr hoher Stetigkeit und Abundanz in allen Varianten auf. In den Niederlanden kommt sie in lichten, trockenen Wäldern und trockenen Heiden in höchster Abundanz vor, und ist hier keine Waldart; auch werden Eichen-Birkenwälder regelmäßig besiedelt, so dass sie auch nicht an Nadelwälder gebunden ist (Turin 2000). Turin (2000) bemerkt die geringe Zahl von Funden in der Drenthe (mit ihren Sandstandorten) als „merkwürdig.“

Für Italien wurde sie als typischer Bewohner subalpiner Fichtenwälder beschrieben (Brandmayr & Zetto Brandmayr 1988), tritt hier also offenbar nicht in den Kiefernwaldtypen tieferer Lagen auf.

<i>Calathus micropterus</i>	NND: 123,3139 (<0,0001); Kiefer: KIHN: 53,4218 (<0,0001)	<u>Kiefer:</u> SSW>CPI> TRSS>NDW> KIE; <u>zusammen:</u> HLF>HLW>HL> KIHN>SSW	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, HL, HLW, H/F, HLF, (FBL), HFH, FINBO FIKBO, HLMO, VUP, FIM, FIMA	S, GR, SR	Fichte, Moor; Höchster HT: HLF	NN<300: n.s.; <600: 25,5500 (<0,0001) (neg.)
-----------------------------	---	--	---	-----------	--------------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Den höchsten Wert erreicht die Art in den Chi²-Test im Kontext des Kiefernwald-Habitatkomplexes für halbnatürliche Kiefernwälder (KIHN), zeigt daneben aber auch Affinitäten im Bereich der Fichtenwälder. Höchster Testwert für einen HT ist der Hochlagen-Fichtenwald (HLF). Höhere Lagen werden präferiert. Die Art kann offenbar in Mitteleuropa als Klammer zwischen den zumindest

(halb)natürlichen Nadelbaumbestockungen sowohl mit Fichte als mit Kiefer gelten, was mit der Literatur und ihrer Verbreitung in Übereinstimmung zu bringen ist.

Schneeheide-Kiefernwald (SHK)

Paill et al. (2012) zufolge besiedelt *Amara pulpani* „trockenwarme, skelettreiche Standorte mit hohem Anteil an vegetationsfreien Stellen, kann jedoch in recht unterschiedlichen Makro-Lebensräumen wie Magerrasen, Schutthalden, Waldsteppen oder an Waldrändern vorkommen.“ Sie tritt neben Wald also auch in Kalkmagerrasen auf, in Nordrhein-Westfalen sogar ausschließlich (Schäfer 2007), hier auf „Kalkmagerrasen des Berglandes“, was typisch sei, da die Art „überwiegend aus der montanen bis alpinen Stufe gemeldet wird. In den sehr trockenen und nährstoffarmen Lebensräumen des Berglandes scheint *A. pulpani* den anderen Arten [des Artkomplexes] überlegen zu sein.“

Hurka (1996) zufolge ist sie „gegenüber Beschattung indifferent“, als Waldlebensräume werden dann allerdings lichte Typen („Waldsteppe, Waldränder) aufgeführt. Burakowski (1967) nennt für die damalige Tschechoslowakei auch saure *Calluna*-Heiden als Lebensraum, doch gibt es aus Deutschland bisher keine Nachweise aus vergleichbaren, nicht-basenreichen Habitaten.

Gebert (2009a) nennt mehrere Funde aus Mitteleuropa, u.a. von Kalkmagerrasen, überwiegend jedoch ohne Charakterisierung der Fundorte. Schmidt (2004) fand sie an der Ostseeküste in kalkreichen Küstenlebensräumen wie Dünen.

Paill (2003) wies sie in Tirol im Schneeheide-Kiefernwald nach. Kopf (2008) fand sie in einem Gebiet der Südtiroler Alpen „v.a. auf trockenen Bergwiesen“, aber u.a. auch im Kiefernwald, ebenfalls (wie bei Paill 2003) zusammen mit *Cicindela campestris* vorkommend. Paill et al. (2012) stellten sie in einer „halboffenen“, d.h. relativ licht mit Gehölzen bestockten, montanen Lawenrinne im Nationalpark „Gesäuse“ fest, nicht hingegen in deren unbestockten Teil. Hurka (1958a) berichtet von einem Vorkommen im Riesengebirge auf einer auf 1050 m gelegenen Wiese.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie bisher nicht nachgewiesen, Kiefernbestockungen aber auch noch nicht umfangreich untersucht. An der Unteren Isar wurde sie auf einem Kalkmagerrasen nachgewiesen (Goßner, Kroehling unveröff. 2006), der stellenweise Gebüschstrukturen des Erico-Pinion aufweist.

<i>Amara pulpani</i>	SHK: 451,4994 (<0,0001)	KIHN>KIE> LITR	LITR, KIE, KIHN, SHK	S, F, B	;- höchster HT: SHK	NN<300: n.s.; <600: n.s.
----------------------	----------------------------	-------------------	-------------------------	---------	------------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert weist die Art als sehr starke Präferenzen für den Schneeheide-Kiefernwald (SHK) zeigend aus. Signifikante Affinität besteht ferner zum Substrat Sand/Kies, geringer Feuchtigkeit und zu Basenreichtum. Die von *A. communis* zu unterscheidende (Burakowski 1967, Paill 2003, Schäfer 2007 u.a.) aber in Deutschland bisher meist nicht von *A. communis* abgetrennte Art (Freude 1976, Müller-Motzfeld 2006a) hätte wohl noch wesentlich höhere Stetigkeits-Werte (*A. communis*-Aggregat in der Summe: 70%), wenn eine Unterscheidung in allen Arbeiten vorgenommen worden wäre.

Die Probestellen mit Nachweis (u.a. in den NWRen „Jakelberg“ und „Ascholding Au“ und im NP Berchtesgaden) waren überwiegend licht, doch gelangen nicht nur in den lichtesten Probestellen Nachweise, und auch nicht bevorzugt in den lichtereren, wenn mehrere Probestellen im Vergleich untersucht wurden (vgl. Müller-Kroehling 2014). Möglicherweise sind Gehölze zumindest in Bayern im Vergleich zu ganz offenen Flächen günstig zu bewerten, Datenmaterial und Literatur ermöglichen hierzu keine Aussage. Die Art ist wahrscheinlich ausbreitungsschwach, da wohl (überwiegend, oder vollständig?) flugunfähig (Paill 2003, Paill et al. 2012).

Cymindis humeralis besiedelt Hurka (1996) zufolge „Waldsteppen“. Koch (1989) führt Waldränder, Marggi (1992) daneben speziell auch „lichte Arvenwälder“ als Habitate auf. Nach dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) ist sie dort mit Hauptvorkommen in kalkreichen wie -armen Magerrasen und Felshabitaten zu erwarten, ferner auf trockenen Äckern und

„Sonderbiotopen“ auf Sandstandorten als Nebenvorkommen. Lindroth (1949) gibt für Mitteleuropa an, sie sei „eine Heideart, aber namentlich an Waldsäumen an sonnenexponierten, sandigen Stellen“ zu finden, bzw. „oft am Rande von Kiefernwald“ (Lindroth 1986).

Karafiát (1970) fand die Art im Darmstädter Sandgebiet in einem „Heidekraut-Moos-Kiefernwald.“ In der Senne beobachtete Heitjohann (1974) die höchste Aktivitätsdichte in der *Calluna*-Heide, hohe Stetigkeit aber auch in den Kiefern-Sukzessionsstadien derselben und im Kiefern-Altbestand. Ermisch & Langer (1932) führen sie für das sächsische Vogtland „im Walde“ an. Im Lausitzer Neißegebiet stellte Barndt (2004) sie in einem aus Besenginster-Heide bestehenden Waldbrandriegel im Kiefernforst fest. Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art (in geringer Aktivitätsdichte) in einer Wacholderheide. Sparmberg (1995) wies die Art wiederholt auf Thüringer Gipskeuperhügeln mit Trockenrasen-Vegetation nach. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie in den Saumbiotopen auf. Schaffrath (1999) beobachtete ein Einzeltier am Edersee in einem trockenen, felsigen Waldbereich mit Nadelbaum-Beimischung und u.a. Wacholdern und Flechtenrasen als Resten bzw. Anklängen heideartiger Vegetation. Falke et al. (2000a) stellten sie in einer niedersächsischen, an Wald angrenzenden Wacholderheide fest. Es werden also sowohl Habitats auf Kalk wie auf sauren Substraten besiedelt.

Die Art ist brachypter (Turin 2000). Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Die Art wurde am Feldberg (Schwarzwald) gefunden, „nur ganz vereinzelt in subalpinen Lagen von ca. 1200 m bis in die Gipfelregion“, und kommt mithin zumindest in diesem Teil Deutschlands auch in den Hochlagen und auch auf basenarmen Gesteinen vor. Auch Barndt (2004), für das Lausitzer Neißegebiet, stuft sie als montan geprägt ein.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szykso 1983) trat sie mit knapp 5% Stetigkeit auf (sh. Abb. A.4.5., bei *C. vaporariorum*).

Für Österreich klassifizieren Mandl & Schönmann (1978) die Art als „arenophil - petrophil“. Luka et al. (2009) listen die Art für die Schweiz neben Trockenrasen u.ä. Offenland-Lebensräumen auch für „gebüschreiche Vorwaldgesellschaften“ und „Nadelwälder.“ Lindroth (1949) zufolge kommt sie in Skandinavien wie *C. angularis* „auf trockenem und sonnenexponierten Sand- und Kiesboden“ vor, regelrecht „Hitze-präferent“ [„heat-preferent“]; „ob sie Kalk fordert, ist noch unentschieden.“ In den Niederlanden werden Sandtrockenrasen, *Calluna*-Heiden, sowie junge- oder trockene Nadelwälder besiedelt (Turin et al. 1991, Turin 2000). De Vries (1996a) stuft sie als „Heideart“ ein. Für Frankreich gibt du Chatenet (2005) an, die Art komme meistens im Bergland, auf „trockenen und besonnten Flächen und in Wäldern“ vor. Coulon et al. (2000) bezeichnen sie für die Rhône-Alpes gar als in Bezug auf Habitat und Feuchtigkeit als „indifferent“, wenn auch auf montane bis alpine Stufe beschränkt. In der Ardèche (Balazuc 1984) besiedelt die Art die höher gelegenen Teile, die dem Zentralmassiv zugehören, und nicht den niedrigeren Jura-Teil, und wurde u.a. in trockenem Grasland und auf einer *Calluna*-Heide gefunden. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf, aber „mehr am Rand“ [d.h. in Übergangsbereichen zu Gehölz-bestandenen Bereichen] und in höheren Zonen.“ In der Waldsteppenzone fanden Arnoldi & Ghilarov (1963) die Art auf der Waldwiese und in der ungemähten Ursteppe. In Algerien wurde sie von Chakali & Belhadid (2005) in Kiefern-Wäldern (*P. halepensis*, *P. pinaster*) gefunden, nicht jedoch den untersuchten Zedern- (*Cedrus atlantica*) oder Eichen- (*Q. suber*, *Q. ilex*)-Wäldern.

Brehm (2004) wies die Art auf einem „verfilzten Kalkmagerrasen“ auf Muschelkalk in Oberfranken nach, mit lichter Kiefernbestockung in der Umgebung. In der südlichen Frankenalb wurde die Art auf einem Trockenhang „unter Holzklaffern“ beobachtet (Fuchs & Bußler 2007). Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie regelmäßig, v.a. in den alten Haiden, sowie teilweise auch auf Kiesauftragsflächen nachgewiesen.

<i>Cymindis humeralis</i>	SHK: 224,9989 (<0,0001)	KIE>KIHN> LITR	LITR, KIE, KIHN, SHK	S, F, B	-, höchster HT: SHK	NN<300: n.s.; <600: n.s.
---------------------------	-------------------------	----------------	----------------------	---------	---------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die hohe Affinität zum SHK und zu Sand/Kies, geringer Feuchte und Basenreichtum im χ^2 -Test ist in Einklang mit der Literatur. Bayerische Funde im Offenland laut ASK liegen allerdings v.a. auf Kalkmagerrasen, Halbtrockenrasen (und Streuobstwiesen) des Muschelkalks und der südbayerischen Flusstäler, d.h. auf naturnahen Extensivhabitaten des Offenlandes.

Waldbrandflächen/Feuer-bezogene Habitate

Brandstandorte (BRAS)

Für *Pterostichus quadriveolatus* wird von mehreren Autoren angegeben, bevorzugt oder sogar ausschließlich Brandflächen zu besiedeln (Magistretti 1965, Paarmann 1966, Lindroth 1974, Lindroth 1986, Koch 1989, Hurka 1996, du Chatenet 2005, Zaballos & Jeanne 1994 in Campos Gomez & Novoa Docet 2006). Lindroth (1949) beschreibt sie als „äußerst selten und sporadisch auftretend“ und in Bezug auf ihre „eigenartige Lebensweise als vollkommenes Gegenstück zu *Sericoda quadripunctata*.“ Laut Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) kommt sie dort in trockenen und frischen Nadelwäldern als Hauptvorkommen, sowie in trockenen Laubwäldern und in „Sonderbiotopen“ auf Sandstandorten als Nebenvorkommen vor. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in bodensauren Wäldern und Forsten, ohne Nennung weiterer Habitate.

In der Lüneburger Heide dominierte in den ersten Jahren nach einem großen Waldbrand *S. quadripunctata*, erreichte ein Jahr nach dem Brand das Abundanzmaximum, ging ab dem zweiten Jahr bereits deutlich zurück und war ab dem vierten Jahr nicht mehr nachweisbar, während *P. quadriveolatus* die ebenfalls nach dem Brand aufgebaute, große Population länger aufrecht erhalten konnte (Winter 1980, Winter et al. 1983). Gebert (1994) meldet die Art aus der Lausitz aus einem Waldgebiet mit regelmäßigen Waldbränden, bezeichnet sie aber als „typische Heideart.“

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den nahen Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Auf Sturmwurfflächen und Vergleichsbeständen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nur auf einer Sturmwurffläche im Jura auf [wobei möglicherweise nicht auszuschließen ist, dass dort auch Schlagabraum verbrannt wurde.] Krause (1974) fand sie in der Sächsischen Schweiz „nur auf einer mit Kiefer wiederaufgeforsteten Brandfläche.“ Schmaus (1960) beobachtete sie „recht zahlreich auf einem Kiefernkahlschlag an eine xerothermen Berghang, wo vor einigen Jahren ein Waldbrand wütete.“

Abseits des Brand-Kontextes werden speziell auch lichte Kiefernwälder (und „Kiefernheiden“) von mehreren Autoren als Habitat angegeben (Koch 1989, Marggi 1992, Irmiler & Gürlich 2004). Detzel et al. (1993) fanden sie u.a. in einem Kiefernwald auf Flugsanddüne. Stegemann (2002) nennt sie für die Ueckermünder Heide eine „häufige Art auf Kahlschlägen.“ In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) erreicht diese Art eine Stetigkeit von 24% über alle Altersphasen, mit höchster Stetigkeit in der Jungwuchsphase (31%). Zdzioch (2003) stellte sie in einer Jungdurchforstung nur nach Stammfeuer fest, in einer Altdurchforstung hingegen auch nach Bodenfeuer und auf der Kontrollfläche.

Lindroth (1949) beschreibt die in Skandinavien besiedelten Wälder als „lichte Kiefernheiden auf magerem Kies und mit *Calluna* in der Bodenvegetation dominierend.“ Gongalsky et al. (2003) zufolge ist *P. quadriveolatus* zusammen mit *Sericoda quadripunctata* in Mittelschweden „Superdominante“ großer Waldbrandflächen, deren Aktivitätsabundanz mit abnehmender Entfernung zum Brandzentrum tendenziell zunimmt, anders als bei jener Art aber auf der „am intensivsten gebrannten“, zentralen Fläche nicht zu-, sondern abnimmt. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf den verschiedenen forstlichen Behandlungsvarianten (Kahlschlag, selektiver Einschlag, belassene Brandfläche) sehr abundant auf, auf der etwa 100 m vom Brand entfernten Kontrollfläche hingegen nur als Einzeltier.

In den Niederlanden erreicht sie höchste Abundanzen in „sehr offene Nadelholzanzpflanzungen“, und ist in dichteren Waldtypen wie v.a. „reiferen Nadelwäldern“ seltener; in Heiden tritt die Art weniger häufig auf, und dies stärker in feuchten *Erica*-Heiden als in trockenen *Calluna*-Heiden, und vor allem nach Brand (Turin 2000, Turin et al. 1991).

Heiden, feuchte Heiden und Moorheiden bzw. trockene Moore werden regelmäßig auch als Lebensraum der Art erwähnt (z.B. Peus 1928, van Emden 1932, Horion 1941, Hurka 1960 in

Paarmann 1965, Främbs 1993), wenn die Art hier auch seltener sein soll (Lindroth 1974, du Chatenet 2005). In der Lüneburger Heide, wo sie „im Bereich der diluvialen Sande verbreitet“ ist, wurde sie im Winter „an Nordwesthängen in von Rentierflechten überzogener *Calluna*-Heide“ gefunden (Blumental 1969).

Auch Moorbrände werden als Lebensraum genutzt (Paarmann 1965), sowie unter bestimmten Bedingungen auch nicht gebrannte Moorflächen. In einem nordböhmischen Feuchtgebiet (Hurka 1960, Hejkal 1990) trat sie auf offenen [„barren“], sehr sauren Torf- und Diatomit-Abbauf Flächen mit einzelnen jungen Birken abundant auf. Hurka (1960) hält bestimmte Torfflächen mit Waldbrandflächen in ihren Eigenschaften für vergleichbar und insofern das Vorkommen auf Torf für regelmäßig, und führt weitere Quellen dafür an (Peus 1928, Rabeler 1931, Barner 1954).

Nach Paje & Mossakowski (1984) ist *P. quadrioveolatus* säurepräferent (pH-Bereich 3,3-5,5 im Orgelversuch). Das steht möglicherweise im Widerspruch zu einer Bevorzugung oder Bindung an Brandhabitate, da dort extrem alkalische Bedingungen auftreten (Jahn & Schimitschek 1951/52).

Paje & Mossakowski (1984) zufolge besitzt *P. quadrioveolatus* eine größere Zahl verschiedener Sinnesstrukturen auf seinen Antennensegmenten. Bislang wurde offenbar noch nicht erforscht, ob eines davon auch der Ortung von Brandhabitaten oder mit ihnen in Zusammenhang stehenden Phänomenen dienen könnte.

Die in den gängigen Bestimmungswerken für die Unterscheidung von *P. oblongopunctatus* angegebenen Merkmale, v.a. die schräg gestellten Halsschild-Hinterwinkel, die jedoch auch bei einem Teil der *P. oblongopunctatus*-Individuen etwas stärker schräg gestellt sind, in Kombination mit den in Wachmann et al. (1995) vertauschten Abbildungen beider Arten, könnte zu manchen Verwechslungen und Fehlmeldungen der Art geführt haben, und zwar stets in Richtung *oblongopunctatus* -> *quadrioveolatus*, so dass manche Fundangaben in der Literatur und grauen Literatur kritisch überprüft werden sollten, v.a. solche aus „normalen“ Wäldern.

Plachter (1985) fand die Art im unteren Brombachtal in einem Kiefernforst, der stellenweise den Charakter eines CPI trägt.

<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>	BRAS: 419,0387 (<0,0001)	WBF>KIE>CPI >LITR>SSW	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	S, F: 0-2, SR	-; höchster HT: WBF	NN<300: n.s.; <600: 8,6415 (0,0033)
-------------------------------------	--------------------------------	--------------------------	--	---------------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Treue zu Habitaten mit Brand-Bezug ist mit 55% (ST) bzw. 94% (Ind.) hoch. Bezogen auf natürliche Kiefernwälder einschließlich Waldbrandflächen liegt sie sogar bei 91% (ST) bzw. 99% (Ind.). Die Einstufung als pyrobionte bzw. stark pyrophile Art wird auch auf den Schlagabraum-Brandflächen bestätigt, wo 100% Stetigkeit erreicht wird. Sämtliche Individuen der Art wurden entweder auf Brand-Habitaten gefunden - dann unabhängig vom Substrat - oder aber in (halb)natürlichen Kiefernwäldern. Ein extrem hoher χ^2 -Wert wird für Brandstandorte erreicht, zweithöchster Wert sind Waldbrandflächen, gefolgt von Kiefernbestockungen und dem CPI. Affinitäten bestehen zu Sand und bodensauren Bedingungen sowie geringer Feuchtigkeit. In der ISA wird die Art ebenfalls mit hohem IndVal für Brandhabitate (auf Ebene des HT und HTS1X), sowie ferner auch für Kiefernwälder (HTS2, HTB3X) getestet. Zwischen Brandintensität bzw. Brandgröße und der Aktivitätsabundanz von *P. quadrioveolatus* besteht ein Zusammenhang, wie die Untersuchung mittelfränkischer Waldbrände und Brandstellen im Wald (2008) ergab (Müller-Kroehling et al. 2014b). Diese Arbeit bestätigt die Einschätzung von Magistretti (1965), dass die Seltenheit und das sehr sporadische Auftreten der Art zumindest teilweise auch dem Fehlen gezielter Studien geschuldet ist.

Bei einer Metastudie aus 27 aktiven und ehemaligen militärischen Übungsplätzen Deutschlands (Müller-Kroehling et al. 2014b) erwies sich die Art als positiv mit regelmäßigen Bränden (Kendall's Tau 84,66, $p<0,0001$), aktiver militärischer Nutzung (Kendall's Tau 22,73, $p=0,0482$) und Sandstandorten (31,85, $p=0,0099$) korreliert (Müller-Kroehling et al. 2014b).

Olisthopus rotundatus wird meist als xerophile Art der Sand- und Zwergstrauchheiden und Ruderalvegetation beschrieben (Lindroth 1986, Koch 1989, GAC 2009, Barner 1954, Irmiler & Gürlich 2004), z.T. auch mit (bevorzugtem) Vorkommen auf Kalk- (Burmeister 1939, Barner 1954,

Marggi 1992, Koch 1989), trockenen Torfstandorten (Barner 1954, Koch 1989) oder auch „fast nacktem Felsboden“ (Barner 1954). Müller-Motzfeld (2004) führt sie als thermophil. Trautner (1996a) bezeichnet im Zielartenkonzept Baden-Württemberg kalkreiche und -arme Magerrasen und „Sonderbiotope“ auf Sandstandorten und trockene Rohbodenstandorte als Hauptvorkommen (keine Nebenvorkommen genannt). Hurka (1996) nennt sie „selten in trockenen, unbeschatteten Habitaten: Waldsteppe, Waldlichtungen, Weiden, Steinbrüche.“ Burmeister (1939) gibt an erster Stelle „in und an Wäldern“ an.

In der Senne fand Heitjohann (1974) sie nur in zwei Probeflächen mit beginnender Bewaldung von *Calluna*-Heiden, auf denen es teilweise auch regelmäßig brennt, und die teilweise feucht sind oder an feuchte Heiden angrenzen. Aus der Ueckermünder Heide Mecklenburgs nennt Stegemann (2002) Funde von Trockenrasen. Für die Döberitzer Heide wird sie von Beier & Korge (2001) nicht aufgeführt. Ludewig (1998) bezeichnet sie als „xerophile Art spärlich bewachsenen Kies- und Sandbodens.“ In Süddeutschland gilt die Art als sehr selten (Horion 1959), wird aber gelegentlich besonders auf Militärplätzen und Heidebiotopen gefunden“ (Baehr 1980). Von der Heidepflege durch Schnitt oder Brand profitierte die Art in den Niederlanden durch Zunahme der Aktivitätsdichte jeweils beginnend drei Jahre nach der Maßnahme (den Boer & Van Dijk 1994).

Mossakowski (1970a) wies sie in atlantischen Mooren und Heiden in Heiden auf Anmoor sowie in „toten Torfen“ oligo- und mesotropher Moore nach.

Detzel et al. (1993) fanden sie u.a. auf einem Sandrasen auf einer Waldlichtung. Dahl (1925) erwähnt neben dem Vorkommen „in trockenen, sandigen Gegenden, auch auf Heideflächen“ u.a. einen Fund aus Fichtenjungbestand, in einem ebensolchen Habitat gelang auch Geiler (1974) der einzige Fund in den untersuchten Fichtenforsten. Peschel (1994) fing sie im Schnaakenmoor bei Hamburg nur im Wald (Einzeltier), nicht in den hauptsächlich vorkommenden Moor- und Heidebiotopen. In forstlich rekultivierten Braunkohletagebau-Folgelandschaften (Kielhorn 2004) trat die Art vereinzelt in jüngeren und mittelalten Jungbeständen auf, etwas abundanter in einem ca. 15jährigen Schwarzkiefern-Bestand.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Die Art ist flügeldimorph (Den Boer 1977 in De Vries 1996a, Lindroth 1945 in Marggi 1992), Flugwahrnehmungen fehlen Turin (2000) zufolge jedoch. De Vries (1996a) schätzt sie aus diesem Grund als ausbreitungsschwach ein.

Szyszko (1983) fand sie in polnischen Flechten-Kiefernwäldern nicht, ebenso wie Sklodowski & Garbalinska (2007) auf Sturmwurf- und Vergleichsflächen polnischer Kiefernwälder. Für Skandinavien beschreibt Lindroth (1949) sie als xerophile Art offener Sand-, Kies- und Felsflächen mit höchstens schwacher Lehmbeimischung und lückiger Vegetationsdecke von *Calluna* u.a. Heidevegetation einschließlich einzelner Wacholderbüsche, und „seltener in lichter Kiefernheide.“ In Großbritannien ist sie recht weit verbreitet und besonders in trockenen *Calluna*-Heiden zu finden (Luff 1998). Gardner et al. (1997) untersuchten das Vorkommen auf verheideten Mooren und bezeichneten die ermittelten Habitatpräferenzen als „trocken und schattig“ (durch beginnende Sukzession). Day et al. (1993) fanden sie beim Vergleich Laubwald (v.a. Eiche) zu Nadelforst und Lichtungen in Irland häufiger auf Lichtungen als im geschlossenen Wald.

Marggi (1992) beschreibt sie für die Schweiz als „xerophile Art, die auf trockenen, sonnenexponierten Kies- oder Sandböden mit spärlicher Vegetation“, u.a. an trockenen Waldrändern gefunden werden kann und in der Schweiz Kalkböden bevorzugt. Luka et al. (2009) klassifizieren sie als stenotope, xerophile Art der Ruderalstandorte und Pionervegetation, mit collinem Verbreitungsschwerpunkt; die meisten der insgesamt wenigen Nachweise dort sind alt. In den Niederlanden (Turin 2000) ist es eine trockenheitsliebende Art der Heiden, Sandmagerrasen und Moorheiden, die in geringerem Umfang auch in lichten Nadelbaumbeständen, an Waldrändern und auf Kalkgrünland vorkommt. Du Chatenet (2005) kennzeichnet die Art für Frankreich als eine der „bedeckten und besonnten Standorte, trocken und sandig“ und v.a. in den Heiden vorkommend. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie in Einzeltieren in Kiefern- und Birken-Jungbeständen und auf einer Heidefläche gefunden (Barbaro et al. 2006).

Die Art wurde von Plachter (1983) in einer von Kiefernforst umgebenen, in lichter Sukzession begriffenen Sandgrube nachgewiesen.

<i>Olisthopus rotundatus</i>	BRAS: 256,8540 (<0,0001)	WBF>KIE> LITR	LITR, KIE, BRAS, WBF	S, F: 0-2	-	NN<300: n.s.; <600: n.s.
------------------------------	--------------------------------	------------------	-------------------------	-----------	---	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art besiedelt im Wald-Kontext insbesondere lichte, aus Sukzession hervorgegangene Gehölzbestände, z.B. nach Kahlschlägen, Brand oder Sukzession von Heideflächen. Der hohe Chi²-Wert für Brandstandorte zeigt wohl v.a. die Affinität zu derartigen Waldstrukturen, also eine nur „strukturell pyrophile“ Art.

Bei einer Metastudie aus 27 aktiven und ehemaligen militärischen Übungsplätzen Deutschlands (Müller-Kroehling et al. 2014b) erwies sich die Art als positiv mit regelmäßigen Bränden (Kendall's Tau 40,79, p=0,0014) und vorherrschenden Sandstandorten (Kendall's Tau, 40,09, p=0,0017) korreliert (Müller-Kroehling et al. 2014b).

Amara curta wird überwiegend als Art (mäßig) trockener Habitats beschrieben (Koch 1989, Lindroth 1986, Marggi 1992, Hurka 1996, GAC 2009), v.a. offener Habitats mit schütterer Vegetation (Lindroth 1986) auf sandigen, kiesigen oder steinigem Böden (Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989, Lindroth 1986). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Vorkommen in Sandtrockenrasen. Lichte Wälder, Waldlichtungen und Waldränder werden von einer Reihe von Autoren als ein Lebensraum erwähnt (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992), zumindest in manchen Naturräumen (GAC 2009). In den Niederlanden (Turin 2000) werden von ihr als „xerobionte-xerophile“ Art v.a. Dünenhabitats einschließlich Dünenwaldes besiedelt, unter den Waldhabitats ferner in geringerem Umfang auch Eichen-Birkenwald und feuchter Laubwald.

Detzel et al. (1993) berichtet vom Fund auf einer Waldlichtung auf Flugsanddünen-Standort. Sowohl auf einer zweijährigen Waldbrand-Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) als auch auf baden-württembergischen Windwurfflächen verschiedener Wuchsgebiete (Kenter et al. 1998) trat sie regelmäßig auf und fehlte in den jeweiligen Vergleichsbeständen. In den von Winter (1980) und Kolbe (1981) untersuchten Waldbränden in Kiefernwaldgebieten war sie nicht vertreten.

In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie nur am Rand eines collinen Esskastanien-Niederwaldes und in dessen „Lichtphase“ in den ersten beiden Jahren nach dem Hieb auf. Trost (2001) fand sie in lichtem Trockengebüsch des Saaletales. Schaffrath (1999) stellte am Edersee Einzeltiere in einem felsigen, steilen Eichen-Trockenwald mit etwas Kiefern-Beimischung und Vorkommen von Wacholder fest.

Aus der Senne fehlen Nachweise (Kaiser 2007, zusammenfassend Renner 2011). Beier & Korge (2001) bezeichnen sie als xerophil und Art der Sandtrockenrasen, wiesen sie jedoch in der Döberitzer Heide nur als Einzeltier an einem Waldrand zur „Großen Wüste“ nach.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) ist sie in den Jungbeständen stetig (31%) vertreten, verschwindet dann und erscheint erst in den lichter werdenden Althölzern wieder mit geringer Stetigkeit (4%). Auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Skłodowski 1995) fehlte sie.

In Oberfranken wurde die Art auf Kalkmagerrasen, in Wald und Trocken- bzw. Felshängen sowie in „Kiefernheide“ gefunden (Hofmann et al. 2001). Von der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) liegen Nachweise nur in Einzeltieren vor, aus zwei Beständen des GC und von einer Kies-Auftragungsfläche (von Rad 1997), nicht jedoch von Haiden und Äckern. Plachter (1986) fand sie in der Pupplinger Au.

<i>Amara curta</i>	BRAS: 143,0051 (<0,0001)	WBF>KIE> LITR>TRSS> SSW	NDW, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, (SO)	F:0-2, SR	-; höchster HT: WBF	NN<300: n.s.; <600: 11,0353 (0,0009)
--------------------	--------------------------------	-------------------------------	--	-----------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert indiziert Brandstandorte. Auch wenn diese den Ansprüchen der Art laut Literatur nach trockenen Standorten mit schütterer Vegetation durchaus nahe kommen, so besteht doch sicher keine direkte Präferenz speziell für Brandhabitats. Offensichtlich handelt es sich vielmehr um einen Pionier, dessen Lebensräume nur teilweise durch die einbezogenen Habitats und Probeflächen abgedeckt werden.

Calathus fuscipes wird v.a. als xerotherme Art offener Kultur-, Ruderal- und Magerhabitats charakterisiert (Koch 1989, Marggi 1992), die aber nach manchen Autoren auch an Waldrändern und in lichten Wäldern auftreten kann (GAC 2009, Koch 1989, Marggi 1992, Lindroth 1986). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiteren Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen, Queckenfluren, Ackerunkrautfluren und bodensauren Wäldern und Forsten, sowie mit Nebenvorkommen in mesophilen Laubwäldern. Hurka (1996) zufolge hingegen fordert sie in Tschechien und Slowakei „unbeschattete Habitats.“ Lindroth (1949) bezeichnet sie als in Skandinavien „stark kulturbegünstigte Art“, die nicht so ausgeprägt xerophil wie die meisten anderen Vertreter der Gattung ist, und die daher u.a. auch auf Äckern, Wiesen usw. vorkommt. Es wird in Nordeuropa aber von der Art auch „einige Beschattung vertragen“, so dass sie „sogar in lichten Laubwäldern vorkommt“ (Lindroth 1949). Nach Lindroth (1986) werden neben Sand- und Kiesböden auch „lehmige, mehr oder weniger humusreiche“ besiedelt und die Bodenbeschaffenheit ist insgesamt „von geringer Bedeutung“, außer, dass die Art auf reinem Sand oder auf Torf fehlt (Lindroth 1949).

In der Senne erreicht sie sehr hohe Aktivitätsdichten in lichter Gehölz-Sukzession einer Heide, und kommt nur in solchen Habitats und im Kiefern-Altbestand, nicht hingegen in offenem Sand oder *Calluna*-Heide vor (Heitjohann 1974), stetig hingegen auch auf Sandäckern (Kaiser 2007). In Brandenburg ist sie Beier & Korge (2001) zufolge „eurytop“ und „gern auf ruderalisierten +/- feuchten Flächen, aber auch trockenen Forsten“ zu finden und wurde im Gebiet der Döberitzer Heide zahlreich nachgewiesen.

Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art in höherer Aktivitätsdichte in einer Wacholderheide als auf einem Acker. Nagel (1975) stellte sie in Xerothermhabitats auf Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes fest. Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nicht auf. Auf einer Waldbrand-Fläche im Rheinland (Kolbe 1981) war sie in Einzeltieren nur auf der Brandfläche und im Übergangsbereich vertreten, nicht im Kontrollbestand. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) fehlte sie, wie im Vergleichsbestand, und auch auf der großen Brandfläche der Lüneburger Heide (Winter 1980). Sie ist flügel dimorph, aber überwiegend (und regional auch vollständig) brachypter (Turin 2000).

In den Niederlanden ist die als xerothermophil eingestufte Art in verschiedenen Habitats einschließlich Wäldern verbreitet, wobei „trockene Nadelwälder“ nur wenig (d.h. weniger als die meisten anderen Waldtypen) als Habitat genutzt werden (Turin 2000). In Polen (Szyzsko 1983) tritt die Art nur in den jüngsten Stadien des Flechten-Kiefernwaldes auf. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie die häufigste Vertreterin der Gattung und v.a. in jungen Laubholz- und Kiefernflächen nachgewiesen worden (Barbaro et al. 2006).

In den Alpen kann sie bis in die subalpine Stufe auftreten (Brandstetter et al. 1993, Luka et al. 2009).

Marggi (1992) sieht für die Schweiz ein Vorkommen auch in lichten Auwäldern. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie zwar in mäßig hoher Abundanz auf, konzentriert jeweils auf die trockenen Bereiche, fehlt aber in den meisten Arbeiten aus Auwäldern weitgehend (z.B. Neu 2007).

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene ist sie in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998) und auch auf Äckern (Faas 1997) sehr verbreitet, während sich in Beständen des GC nur in kleinen Waldinseln Einzeltiere fanden. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mäßig stetig, aber z.T. abundant; auf den von Plachter (1986a) untersuchten südbayerischen Kiesbänken fehlte sie.

<i>Calathus fuscipes</i>	BRAS: 141,4341 (<0,0001)	KIE>TRSS> LITR>SSW> KIHN	NDW, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, SO	S, F: 0-2, (SR)	-, höchster HT: CPI	<300: 24,9931 (<0,0001); NN<600: 17,4985 (<0,0001)
--------------------------	--------------------------------	--------------------------------	---	-----------------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art erreicht sowohl im Chi²-Test als auch in der ISA ihre höchsten Werte (Chi²: mittelhoch; ISA: relativ niedrig) für Brandstandorte, was mit dem Pioniercharakter und den Ansprüchen der Art im Waldkontext prinzipiell harmoniert, jedoch in Bezug auf die höchste Affinität als Artefakt des nicht abgebildeten Teils des Habitatspektrums der Kulturlandschaft (z.B. auf Brachflächen usw.) zu werten ist.

Amara eurynota wird in der Literatur als xerotherme Art offener Habitats charakterisiert (Hurka 1996, Marggi 1992, Koch 1989), die u.a. auch Ruderalhabitate und Äcker besiedelt (Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986, GAC 2009). Burmeister (1939) nennt auch lichte Wälder als Lebensraum, ferner die Bevorzugung „schwerer Böden und feuchter Orte“, und nur in Südeuropa sandiger und kalkhaltiger Böden. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiteren Hauptorkommen in Sandtrockenrasen und Nebenorkommen in Quecken- und Ackerunkrautfluren. In Skandinavien werden nach Lindroth (1986) oft anlehmgige Standorte mit hoher Vegetation besiedelt. Nachweise in den Niederlanden liegen hingegen alle in Dünen und Dünengebüsch (Turin 2000).

In der Senne fehlen Nachweise (Kaiser 2007, Renner 2011). In der Döberitzer Heide tritt sie auf etwas feuchteren Ruderalflächen und Besenginsterheiden auf (Beier & Korge 2001). In einem Ruderalökosystem Berlins (Gospodar 1981) trat sie in Einzeltieren in Jungwald- und Gebüsch-Stadien und auf einer unbewaldeten Ruderalfläche auf. Fuhrmann (2007) fand sie als Einzeltier im Busch-Heide-Stadium eines Siegerländer Hauberges.

Sie trat auf einer Sturmwurffläche des baden-württembergischen Jura auf und fehlte im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Auf verschiedenen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nicht nachgewiesen.

Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Steppengebüschschluchten“ und „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzone, nicht der offenen Steppe.

Auf der Münchner Schotterebene lagen stetige Nachweise in alten und wiederhergestellten bzw. neu angelegten Haiden und auf Äckern (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998). Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen relativ stetig und z.T. abundant.

<i>Amara eurynota</i>	BRAS: 128,2848 (<0,0001)	KIE>LITR	LITR, KIE, BRAS	Keine	-, höchster HT: -	<300: n.s. NN<600: n.s.
-----------------------	--------------------------------	----------	--------------------	-------	-------------------	----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art kann wohl am zutreffendsten als Bewohner von Ruderalfluren und jungen Sukzessionsflächen bezeichnet werden. Brand-bezogene Habitats kommen Ruderalfluren im untersuchten Set von Habitats am nächsten, was das Testergebnis erklärt. Der ISA-Testwert ist gering.

Ophonus azureus ist nach Müller-Motzfeld (2004) xerotherm, und wird in der allgemeinen faunistischen Literatur als Art trockener, unbeschatteter Habitats wie Sandtrockenrasen und Kalkgrünland (Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009, Hurka 1996, Lindroth 1986) beschrieben, aber auch von Äckern (Hurka 1996). Für Skandinavien wird sie als „hitze liebend“ charakterisiert (Lindroth 1986). Luff (1998) nennt für Großbritannien „offene, tonige Stellen“ an der Küste und sonnige Hänge auf Kalkgestein. Wälder oder Waldlichtungen finden als Lebensraum in den ausgewerteten Quellen keine Erwähnung. *Ophonus*-Arten sind obligate, ausschließliche Samenfresser und „Kulturflüchter“, die u.a. auf „umbelliferenreichen Ruderalfluren ihr Optimum finden“ (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art (in geringer Aktivitätsdichte) in einer Wacholderheide. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Roubal (1938) führt die Art in einem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei als „häufigste Art der Gattung“ [bezogen auf *Harpalus* s.l.]. Im russischen Steppengebiet wurde sie aber von Ghilarov (1961) nur in den „Steppengesträuchschluchten“ und Wäldern der Schluchten gefunden, und ist mithin nicht im ganzen Verbreitungsgebiet ein Waldflüchter.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig in alter Haide, Haiden-Wiederherstellungsversuchen, Kies-Auftragsflächen, auf Acker und in einer Kiesgrube gefunden.

<i>Ophonus azureus</i>	BRAS: 128,2848 (<0,0001)	KIE>LITR	LITR, KIE, BRAS	Keine	-; Höchster HT: -	NN <300: n.s.; <600: n.s.
------------------------	--------------------------------	----------	--------------------	-------	----------------------	------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art erreicht sowohl im Chi²-Test als auch in der ISA ihre höchsten Werte (Chi²: mittelhoch; ISA: relativ niedrig) für Brandstandorte, was mit dem Pioniercharakter und den Ansprüchen der Art übereinstimmt, jedoch in Bezug auf die höchste Affinität als Artefakt des nicht abgebildeten Teils des Habitatspektrums auf Brachflächen usw. zu werten ist.

Panageus bipustulatus ist eine xerophile (Lindroth 1986) bzw. xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) Art. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Sie besiedelt offene, trockene Habitate wie Wärme- und Trockenhänge, Kalktriften, Halbtrockenrasen, Dünen, Steinbrüche (Koch 1989), in manchen Regionen auch speziell Kalk-Trockenrasen, in manchen ferner ausdauernde Ruderalfluren oder generell Habitate der Kulturlandschaft (GAC 2009). Trockene, wärmegetönte, sandige und kiesige oder Kalk-Böden sind als Lebensraum geeignet (Lindroth 1986, Marggi 1992).

Hurka (1996) und Lindroth (1974) zufolge werden unbeschattete oder teilweise beschattete Habitate besiedelt, u.a. „Steppe“ und „Gebüschhänge“ (Hurka 1996) und „unter Büschen und in lichten Wäldern“ (Lindroth 1974). Koch (1989) nennt als Lebensraum auch Waldränder. Burmeister (1939) erwähnt Vorkommen u.a. auch „in Gehölzen und am Fuß von Bäumen“, Lindroth (1986) u.a. Funde beispielsweise häufig unter *Juniperus*. Für manche Regionen (u.a. südwestliche Mittelgebirge und Alpenvorland) sind auch lichte Wälder/Vorwälder als Habitate bei GAC (2009) angeführt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Hauptvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren und in mesophilen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in Sandtrockenrasen und Queckenfluren. Luka et al. (2009) klassifizieren die Art für die Schweiz als eine mit Präferenz für „Übergangszonen“, wie speziell „Gebüsche, Hecken, gebüschreiche Vorwaldgesellschaften, Waldränder“; in solchen Gehölzhabitaten hat die Art eine merkliche Nachweishäufung (auch wenn sie bei Marggi 1992 keine Erwähnung finden). Neben verschiedenen Offenhabitaten besiedelt sie in den Niederlanden auch Eichen-Birkenwälder und Gebüsche (Turin 2000). Nagel (1975) stellte sie in Xerothermhabitaten auf Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes verbreitet fest.

In der Döberitzer Heide bevorzugt sie „mesophile Laubwälder und Ruderalfluren“, und wurde u.a. in einem Pino-Quercetum nachgewiesen (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide ist sie „mäßig häufig in Trockenhabitaten“ (Stegemann 2002). In Heiden und Wäldern der Senne fand Heitjohann (1937) sie nicht, Kaiser (2007) auf einem Sandacker ein Einzeltier.

In Südwestdeutschland wurde sie vereinzelt auf einer Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) und einer Waldbrandfläche (Trautner & Rietze 2001) nachgewiesen, auf den Vergleichsflächen hingegen fehlend. Sie fehlt auch auf den von Winter (1980) und Kolbe (1981) untersuchten norddeutschen Waldbrandflächen. Sie ist wahrscheinlich überwiegend nicht flugfähig (Turin 2000).

Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzone, nicht der offenen Steppe.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig in alter Haide, sowie vereinzelt in Erstaufforstung, Waldverpflanzung im Zuge Autobahnbaus und an einem Waldrand gefunden, stets nur in wenigen Individuen. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mehrfach in geringen Abundanzen, auf nicht sehr trockenen Böden oder in dichter bewachsenen Bereichen.

<i>Panagaeus bipustulatus</i>	BRAS: 100,6852 (<0,0001)	LITR> KIE> (MIN)	(MIN), LITR, KIE, BRAS	Keine	; Höchster HT: -	NN<300: 31,4549 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)
-------------------------------	--------------------------------	---------------------	---------------------------	-------	------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Es handelt sich v.a. um eine trockenheitsliebende, nicht aber psammophile Art. Eine Bevorzugung von Brandstandorten ist nicht anzunehmen, allein schon wegen der geringen Ausbreitungsfähigkeit. Vielmehr könnten basenreiche-trockene Gebüschhabitats und Halbtrockenrasen einen Vorzugslebensraum darstellen, sind aber im Untersuchungsansatz kaum repräsentiert.

Harpalus rufipes ist eine extrem eurytope Art, die u.a. und sehr verbreitet auch auf Äckern und anderen Kulturbiotopen und Ruderalstandorten vorkommt (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009, Lindroth 1986), dabei auch Waldränder (Koch 1989, Hurka 1996) oder lichten Wald (Lindroth 1986) als Habitat nutzend. Lehmgige Standorte werden bevorzugt (Lindroth 1986). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in Ackerunkrautfuren, mit weiteren Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen, ausdauernden Ruderalfluren sowie „Frischwiesen und –weiden“ und einem Nebenvorkommen in Queckenfluren. Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

In der Senne kommt sie nicht nur auf Sandäckern (Kaiser 2007), sondern auch auf Sukzessionsflächen von *Calluna*-Heiden und im Betulo-Quercetum vor, nicht hingegen im Kiefern-Altbestand (Heitjohann 1974). Trautner et al. (1998) fanden sie in beiden untersuchten Wäldern des Carpinion mäßig abundant und stetig, Jans (1987) einzeln im Kalkbuchenwald der Schwäbischen Alb.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie regelmäßig, aber nur mäßig abundant auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide nicht, Kolbe (1981) auf einer rheinländischen Waldbrandfläche einzeln, und nur auf der Brandfläche. Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997). Auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg trat sie regelmäßig auf und fehlte in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) tritt sie mit ziemlich hoher Stetigkeit auf (26%), deutlich bevorzugt in den Jungbeständen (66%), und dann in den Altbeständen wieder etwas häufiger als in den mittelalten. Im Vergleich stehender Bestände mit durch Sturm geworfenen (Sklodowski & Garbalinska 2007) trat sie hoch stetig in letzteren auf und fehlte in den Vergleichsbeständen. Im *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs kommt sie besonders in Brandschutzstreifen und Anpflanzungen bzw. Jungbeständen vor (Barbaro et al. 2006).

Die Art besiedelt auch Feuchthabitats. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf, dabei die nassen Bereiche auch nicht meidend. Skalski et al. (2012) fanden sie an einem südpolnischen Gebirgsbach positiv mit dem Überflutungsgeschehen verknüpft. Obrtel (1972) stellte sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht in mehreren Individuen fest.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig in alter und wiederhergestellter Haide, auf Äckern und Kies-Auftragsflächen gefunden, sowie vereinzelt in Erstaufforstung, Waldverpflanzung im Zuge Autobahnbaus und an einem Waldrand. Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. In

revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie relativ stetig und stellenweise abundant vertreten.

<i>Harpalus rufipes</i>	BRAS: 86,5092 (<0,0001)	KIE>LITR> TRSS>KIHN> SSW	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	S, F: 0-2	-; höchster HT: WBF	NN <300: 22,9632 (<0,0001); <600: 28,2550 (<0,0001)
-------------------------	-------------------------	--------------------------	---	-----------	---------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert weist Brandstandorte aus, mit einem allerdings nur mäßig hohen Wert, während in der ISA ein recht hoher Wert (ebenfalls für Brandstandorte) erreicht wird. Die Haupt-Vorkommen der Art auf lehmigen Kulturhabitaten gehören nicht zum Untersuchungsspektrum. Die Affinität zu Sandstandorten im χ^2 -Test dürfte ebenso wie die Bevorzugung von Brandstandorten insofern als Artefakt der abgebildeten Gradienten aufzufassen sein.

Bembidion lampros (sh. auch bei den Auwäldern) bevorzugt unbeschattete Lebensräume, die trocken bis feucht sein können, wie Grünland und lehmige Ufer, lehmige Äcker u.ä. (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992), tritt aber in den Niederlanden mit mäßiger Stetigkeit und Abundanz in praktisch allen dort unterschiedenen Waldtypen auf (Turin 2000). GAC (2009) stuft die Art als eurytop ein. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Ackerunkrautfluren, mit weiterem Hauptvorkommen in „mesophilen Laubwäldern“ und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten, Queckenfluren und ausdauernden Ruderalfluren.

In der Döberitzer Heide wurde die Art zwar mehrfach in Ruderal- und Acker-Unkrautfluren nachgewiesen, doch „spärlicher als sonst üblich“ (Beier & Korge 2001). Auch auf Sandäckern der Senne fand Kaiser (2007) nur ein Einzeltier.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide im ersten Jahr mäßig abundant, ab dem zweiten abundant und im dritten abundanter als im zweiten, und nur auf der Brandfläche. Kolbe (1981) stellte sie mäßig abundant ebenfalls nur auf einer rheinländischen Waldbrandfläche fest. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf dem Kahlschlag und in Einzeltieren dem selektiven Einschlag auf, nicht auf der belassenen Brandfläche und der Kontrollfläche.

Auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg (Kenter et al. 1998) trat sie regelmäßig auf, und deutlich weniger bzw. nur teilweise in den stehenden Vergleichsbeständen. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie nur in der „Lichtphase“ des collinen Esskastanien-Niederwaldes auf, in den ersten beiden Jahren nach dem Stockhieb abundant bzw. sehr abundant, dann im dritten Jahr wie am Bestandsrand der „Schattenphase“ nur noch als Einzeltier. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) ist sie in der Feldbau-Phase stetig vertreten, und tritt in den meisten anderen Phasen sporadisch in Form von Einzeltieren auf.

In Braunkohletagebau-Rekultivierungen Ostdeutschlands trat sie in den Untersuchungen von Vogel & Dunger (1991) abundant in den drei- bis zehnjährigen Beständen auf, besonders abundant in den dreijährigen, bei Kielhorn mit Schwerpunkt in den 14-19 jährigen Beständen.

Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie in Einzeltieren in Kiefern-Jungbeständen gefangen (Barbaro et al. 2006). In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie neben Habitaten des Offenlandes auch in Eichenwäldern, auf Lichtungen und an Waldrändern vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006). Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzzone, nicht der offenen Steppe.

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig v.a. in den verschiedenen Offenland-Habitaten, und sporadisch in Erstaufforstung, Waldverpflanzung im Zuge Autobahnbaus, GC und Kiefernbestand nachgewiesen. Plachter (1986) fand sie nur an einer der von ihm

untersuchten Kiesbänke der Isar, und wenig abundant. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mäßig stetig und gering bis mäßig individuenreich.

<i>Bembidion lampros</i>	BRAS: 76,7671 (<0,0001)	Kiefer: LITR>WBF> KIE>MIN>SO; zusammen: LITR>WBF> FRU>WHI>KIE >SAN	MIN, LITR, TRSS, KIE, BRAS, SO, FEUES, (SAL), FRU, WHI, SAN	S, F: 0-2	Au; Höchster HT: WBF	NN <300: 37,6510 (<0,0001); <600: 14,0372 (0,0002)
--------------------------	----------------------------	--	---	-----------	-------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert indiziert auch bei dieser Art Brandstandorte, und meint eigentlich die Affinität zu den - hier nicht einbezogenen - Ruderalhabitaten u.ä. initialen Flächen. Affinität zu Sandstandorten dürfte insofern ebenfalls ein Artefakt sein. Gleiches gilt für den mittelhohen ISA-Testwert für Brandhabitate (HT-Ebene).

Acupalpus meridianus besiedelt bindige Rohboden- und Kulturhabitate bzw. Offenland mit geringer Vegetationsdeckung, und ist dabei weniger hygrophil als die anderen Arten der Gattung (GAC 2009, Lindroth 1986). In den Niederlanden ist die Art verbreitet, weniger häufig jedoch in den reinen Sandgebieten, Funde im Wald beschränken sich auf feucht-nassen Weichlaubholz-geprägten Wald und Eichen-Hainbuchenwald (Turin 2000). Sie kommt auch in Lehmgruben vor (Hurka 1996). Spargelfelder werden z.T. ebenfalls besiedelt (Dingler 1934, in geringen Individuenzahlen). Sie tritt ferner auch auf Kahlschlägen auf (Burmeister 1939). Gersdorf (1937) listete sie für Mecklenburg für Kiefern-Mischwald und sandige, feuchte Felder. Marggi (1992) erwähnt speziell Moosbewuchs als Anspruch der Art.

Aus der Senne (Heitjohann 1974, Kaiser 2007, Renner 2011) fehlen Nachweise. Beier & Korge (2001) führen sie aus der Döberitzer Heide aus einer Silbergrasflur auf. In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) kommt sie mäßig verbreitet vor.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art in wenigen Einzeltieren auf, ebenso wie in lang überstautem Marschgrünland (Handke 1996b).

Auf der Münchner Schotterebene kommt die Art in den Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Faas 1997, Sieren 1998) und auch auf Äckern (Faas 1997) vor. Plachter (1986a) fand sie am sandigen Bachlauf des Brombachs, Metzner (2004) in revitalisierten oberfränkischen Auen nur als Einzeltier.

<i>Acupalpus meridianus</i>	BRAS: 63,2152 (<0,0001)	KIE	KIE, BRAS	Keine	-; höchster HT: -	NN <300, <600: n.s.
-----------------------------	----------------------------	-----	-----------	-------	-------------------	------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art gehört mit ihrem χ^2 -Maximalwert und höchstem ISA-Wert, jeweils mit Bezug zu Waldbrand, zu einer Gruppe von Arten, die als Pioniere nicht sehr extremer Standorte aufzufassen sind (Ruderalflächen usw.), die im Datenmaterial ihre Ansprüche nur auf den entsprechenden Habitaten realisiert finden, aber gemäß Literatur definitiv keine spezielle, auch nicht indirekte Affinität zu Bränden haben.

Harpalus distinguendus ist eine xerophile (Koch 1989) bzw. xerotherme Art (Müller-Motzfeld 2004), die nach Kaiser (2004) v.a. wärmepräferent ist (u.a. auch von Thiele 1977 im Laborversuch gezeigt). Sie kommt auf eher trockenen Habitaten auch der Kulturlandschaft vor (Koch 1989, Hurka 1996, Marggi 1992), auch auf „lehmig-sandigen Äckern“ (Koch 1989), auf intensiv genutzten Äckern aber v.a. an deren Rändern (Marggi 1992). GAC (2009) führt sie für manche der Regionen als Bewohner von Ruderal- und Kulturlandschafts-Habitaten, für andere bevorzugt als Art trockener Habitate wie

Sandtrockenrasen auf. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Ackerunkrautfloren, mit weniger bedeutsamen Vorkommen in „ausdauernden Ruderalfloren“. Irmeler & Gürlich (2004) sehen in ihr eine „xerophile Pionierart“, die u.a. auch Trümmerfelder u.a. Ruderalstandorte nach dem Krieg regelmäßig besiedeln konnte (Lohse in Irmeler & Gürlich 2004, entsprechend auch Lindroth 1986, und Koch 1989: „Pionierart auf Kippen“, sowie Kaiser 2004). Die Art kann daher auch kalkreichere Standorte besiedeln, ist dort nach Kaiser (2004) aber eher selten. U.a. besiedelt die in Schleswig-Holstein v.a. in Sandgebieten vorkommende Art auch „freigelegte sandige Podsole“ (Irmeler & Gürlich 2004). Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

Nach Marggi (1992) ist sie in der Schweiz „an allen xerothermen Standorten sicher anzutreffen.“ Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. In Tschechien und Slowakei werden trockene bis mäßig feuchte, unbeschattete Habitats wie „Steppe“, Äcker und Ruderalflächen besiedelt (Hurka 1996). In den Niederlanden kommt sie nur auf Sandheiden, Sandäckern und Dünen vor, nicht in Wäldern oder Gebüsch (Turin 2000). Lindroth (1986) sieht die Art in Skandinavien als v.a. kulturbegünstigt an, „insbesondere auf lehmig-gemischten, sandigen oder kiesigen Böden mit lockerer Vegetation aus Gräsern oder Unkräutern.“

Gersdorf (1937) nannte für Mecklenburg v.a. Ackerbrachen und Sandäcker, sowie Lichtungen im Kiefernwald und Anpflanzungen (Forstkulturen). In der Döberitzer Heide ist sie häufig und auch im Zentralbereich der „Großen Wüste“ anzutreffen (Beier & Korge 2001), in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) nur mäßig häufig. In der Senne fand Heitjohann (1974) sie auf offene Sandflächen, *Calluna*-Heide und ein liches Sukzessionsstadium der Heide beschränkt, jeweils in geringen Abundanzen, während Kaiser (2007) sie abundant auf Sandäckern fand.

Trautner et al. (1998) stellten sie vereinzelt in Naturwaldreservaten mit Carpinion-Bestockung fest. In dem von Gospodar (1981) untersuchten Gebiet Berlins trat sie nur auf den offenen und weitgehend offenen Sukzessionsflächen einer ehemaligen Kiesgrube auf, nicht den Ruderalflächen mit überwiegender Vegetation aus Gebüsch- oder Waldsukzession.

Die Art ist flugfähig und ausbreitungsstark (Kaiser 2004). Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nicht auf. Nach einem sehr großen Brand in der Lüneburger Heide (Winter 1980) trat die Art nicht auf den „normalen Brandflächen“, aber auf einer nach Vollumbruch auf einer Brandfläche angelegten Kiefernkultur auf. Auf den von Kolbe (1981) und Trautner & Rietze (2001) untersuchten Waldbrandflächen fehlte sie.

In den polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) trat sie nicht auf, auch nicht auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007). Im Landes-Gebiet Südwestfrankreichs (Barbaro et al. 2006) ist sie selten und wurde u.a. in einem Kiefern-Jungbestand sowie auf Grünland gefunden.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene tritt sie auf Haide-Wiederherstellungsversuchen auf Äckern sowie auf Äckern auf (Faas 1997, Sieren 1998), auch an einem Waldrand des Mallertshofer Holzes (von Rad 1997), und im NWR „Fasanerie“ in einer Fensterfalle. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen als Einzeltier auf einer Kies-Stelle.

<i>Harpalus distinguendus</i>	BRAS: 63,2152 (<0,0001)	SO> TRSS> KIE> OS	TRSS, WS: neg., KIE, BRAS, SO	Keine	-; höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
-------------------------------	-------------------------	-------------------	-------------------------------	-------	-------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Auch für diese Art zeigt die Literaturreferenzierung, dass kein direkter Bezug zu Brandstandorten besteht, die hier insofern stellvertretend wiederum für lichte, trockene, lückig bewachsene Pioniervegetation stehen.

Poecilus versicolor ist laut Literatur in Mitteleuropa eine fast reine Offenland-, und zwar bevorzugt eine Grünland einschließlich Feuchtgrünland besiedelnde Art (Lindroth 1949, GAC 2009, Hurka 1996, Marggi 1992, Koch 1989). Koch (1989) nennt als einen der Lebensräume auch Heide, Hurka (1996) auch Waldlichtungen. Gersdorf (1937) zufolge kam sie seinerzeit in Mecklenburg auf Sanddünen und

Heideflächen, in den Kiefern-„Heidewäldern“ und Lichtungen in Kiefernwäldern, auf Feuchtwiesen und lehmigen Äckern sowie weniger abundant auf sandigen Äckern und Brachen und auch im Hochmoor vor, nicht jedoch im normalen Kiefernwald. In den Niederlanden (Turin 2000) ist sie in sehr verschiedenen Habitaten verbreitet, u.a. in Heiden und auf „krautreichem Grasland“ in höchster Abundanz und Stetigkeit, aber auch auf Kulturhabitaten und in verschiedenen Waldtypen, auf Dünen hingegen fast fehlend.

In der Senne wurde sie in extrem hohen Aktivitätsdichten in *Calluna*-Heide und Sukzessionsflächen der Heide, aber auch im Kiefern-Altbestand gefunden (Heitjohann 1974), auf Sandäckern (Kaiser 2007) hingegen nur in geringer Abundanz.

Sie trat auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg abundant und regelmäßig auf, und deutlich weniger bzw. nur teilweise in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) war sie nicht vertreten.

In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie nur am Bestandsrand eines collinen Eichen-Niederwaldes auf. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) war sie in der Feldbau-Phase und im Busch-Heide-Stadium gleichermaßen stetig und abundant vertreten, und trat in allen anderen Phasen nur noch sporadisch in Form von Einzeltieren auf. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes war sie in den jungen Aufforstungen (und praktisch nicht den frischen Kippenstandorten) präsent, fehlte aber in den bereits „waldartigen Aufforstungen“ (Neumann 1971b).

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf. *P. versicolor* kommt in Norddeutschland eher als *P. cupreus* auch in Mooren vor, so Hochmooren Mecklenburgs (Gersdorf 1937), Moormarsch und Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al 1994) und zumindest teilweise auch den Hochmooren der Niederlande (Turin 2000), während *P. cupreus* dort jeweils Moore komplett meidet, und beispielsweise bei Dülge et al. (1994) streng auf Flussmarschen beschränkt ist. Lindroth (1949) zufolge ist *P. versicolor* in Teilen Europas „in Hochmooren häufig, aber unmöglich ‚tyrphophil‘ zu nennen.“

Die Art erreicht in polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) hohe Stetigkeiten (31%), vor allem in der jüngsten Phase (58%), um dann mit zunehmendem Bestandsalter zwar zurückzugehen, aber nicht ganz zu verschwinden (vgl. Abb. A.4.7). In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und mäßiger Abundanz in allen Varianten auf. Im Vergleich sturmgeworfener Kiefernbestände mit nicht geworfenen (Skłodowski & Garbalinska 2007) zeigte sich kein Unterschied in der Abundanz, die durchgehend mäßig hoch war, bei maximaler Stetigkeit.

Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie eine Art des Feuchtgrünlandes, der Brandschutzstreifen und der Feuchtheiden (Barbaro et al. 2006). In der russischen Steppenzone gehört sie zu den Arten, die die Wälder der Schluchten und „Steppengesträuchschluchten“ besiedeln (Ghilarov 1961).

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in praktisch allen Habitaten vertreten, u.a. auch den Kiefernbestockungen, im GC jedoch fast nicht. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig und abundant vertreten.

<i>Poecilus versicolor</i>	BRAS: 59,0935 (<0,0001)	LITR>KIE> WBF>SSW> KIHN	NDW, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF	S, GR, F	-; höchster HT: WBF	NN<300: (Trend: 3,7222; 0,0537); <600: 5,0584 (0,0245)
----------------------------	----------------------------	-------------------------------	---	----------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Sowohl im χ^2 -Test als auch in der ISA wird die Art für Brandstandorte ausgewiesen, und erst an zweiter Stelle auch für das Aggregat „lichter, trockener Wälder“ (LITR) (ebenfalls in beiden Verfahren). Die Testwerte sind im Kontext der Tatsache zu sehen, dass ein wichtiger rezenter Lebensraum der Art, Grünland mittlerer Hydrologie, nicht zu den einbezogenen Habitaten gehört. Es ist dennoch nicht von der Hand zu weisen, dass die Art speziell im Kontext der Wälder v.a. in Kiefern-Ökosystemen vorkommen kann, und hier auch nicht bloß einen „Irrgast“ darstellt. In anderen Teilen Europas ist dieser Teil ihres Lebensraumes offenbar noch merklich ausgeprägter.

Amara familiaris wird überwiegend als eher euryöke Art charakterisiert, die u.a. Ruderalstellen und Äcker als Habitat nutzt (Lindroth 1949, Hurka 1996, GAC 2009, Marggi 1992) und verschiedenartige Böden besiedelt (Lindroth 1986). Koch (1989) stuft sie als xerotherm ein. Sie verträgt mäßige Beschattung (Lindroth 1949). In dem von Lönnberg & Jonsell (2012) durchgeführten Vergleich ist sie eine „Rohboden-Art“.

In der Döberitzer Heide kommt sie „gern in Ruderalfluren und an Waldrändern“ vor, einschließlich des Randbereichs der „Großen Wüste“ (Beier & Korge 2001). In der Senne fand Heitjohann (1974) nur ein Einzeltier im *Betulo-Quercetum*, kein Vorkommen hingegen in der *Calluna*-Heide, den Sukzessionsstadien derselben, und im Kiefern-Altbestand; auf Sandäckern (Kaiser 2007) kommt sie dort mäßig abundant vor.

Lauterbach (1964) stellte sie nur in einem Fichten-Jungbestand fest, Pabst (2004) nur in den aufgelichteten Varianten des sekundären Eichen-Hainbuchenwaldes auf Muschelkalk und an dessen Rand, in Einzeltieren. In einem Berliner Ruderalökosystem (Gospodar 1981) trat sie auf Pionier-Gehölz- und -Waldflächen sowie unbewaldeten Ruderalflächen auf.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie vereinzelt auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Auch auf einigen Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg trat sie auf und fehlte auch hier in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998). Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) trat sie nicht auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) war sie mit insgesamt 7% Stetigkeit vertreten, über die verschiedenen Altersphasen. Auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) trat sie ebenso wenig auf wie den Vergleichsflächen.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art mäßig abundant auf. Dingler (1934) beobachtete sie in Spargelfeldern der Oberrheinebene.

In Weinbergen der Fränkischen Platte (Götzke 2006) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. Auf der Münchner Schotterebene lagen Nachweise in alten und wiederhergestellten bzw. neu angelegten Haiden, auf Äckern und Kiesgrube (Plachter 1983, Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998) sowie auch im Laub- und Kiefernwald (Hohmann 2013, von Rad 1997). An mehreren Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie auf, stets in wenigen Einzeltieren. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mehrfach in Einzeltieren.

<i>Amara familiaris</i>	BRAS: 61,4617 ($<0,0001$)	KIE>WBF> TRSS>SSW> FH	LH: neg., LITR, TRSS, KIE, (KIHN), SSW, BRAS, WBF	S	-, höchster HT: WBF	NN <300: 15,8366 ($<0,0001$); <600: 21,3688 ($<0,0001$)
-------------------------	--------------------------------	-----------------------------	--	---	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert, der Brandstandorte ausweist, ist nur mäßig, anders als der maximale ISA-Wert für Brandhabitats (HT), der relativ hoch ausfällt. Die Art kann im Wald-Kontext als Lichtungspionier und allgemein als Brachebesiedler aufgefasst werden, die ihre Lebensbedingungen u.a. auf den untersuchten Brandhabitats realisiert sieht, aber im Lichte der Literatur keinen direkten Bezug zu diesem Lebensraum oder seinen speziellen Habitatbedingungen hat.

Amara plebeja bevorzugt den meisten Quellen zufolge eher feuchte Kulturhabitats u.ä. Offenland-Standorte, wie Äcker, Grünland, Ufer (Hurka 1996, Marggi 1992, Lindroth 1986, GAC 2009) und ist

nach Lindroth (1949) die einzige *Amara*-Art, die regelmäßig in Verbindung mit Gewässern auftritt. Koch (1989) weicht in seiner Einschätzung zur Hygrophilie ab und bezeichnet die Art als xerophil, und sieht Lebensräume in „trockenen Feldern, Wiesen, Ruderalflächen, Flussauen, Waldrändern und Lichtungen“, ferner Heide, Trockenrasen, Abbaustellen usw. Lindroth (1949) beschreibt die Standortsbedingungen als „lehmhaltigen Sand- oder Kiesgrund“, einzeln auch in Sandgruben, auch auf „*Calluna*-bewachsenem Heidegrund“, was in Deutschland auch das Vorzugshabitat sei.

In der Senne fand Heitjohann (1974) sie zahlreicher im Betulo-Quercetum als im Kiefern-Altbestand, und dort stärker als in den Sandstandorten mit *Calluna* und Gehölzsukzession; auf Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. In der Döberitzer Heide ist die Art eurytop und verbreitet (Beier & Korge 2001). Grube & Beier (1998) stellten sie dort „rezedent“ im Vorwald fest, sowie „subrezedent“ in einer Ruderalflur.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie stetig auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Auch nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide trat sie drei Jahre nach dem Brand auf der Brandfläche und auf einer Brandfläche mit Vollumbruch und Bepflanzung auf, nicht im Vergleichsbestand. Kolbe (1981) fand sie weder in Waldbrand- noch Kontrollfläche. Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nicht auf.

In einem Berliner Ruderalökosystem (Gospodar 1981) fand sie sich nur auf unbewaldeten Sukzessionsflächen einer ehemaligen Kiesgrube, nicht den mit Gehölzen- und Wald bestandenen Ruderalflächen.

In den Niederlanden ist sie in verschiedenen Lebensräumen, auch im Wald, verbreitet nachgewiesen worden (Turin 2000). Im holländischen Drenthe-Gebiet bevorzugt die Art den Boer (1971) zufolge „stabile Habitate“ wie Laubwälder, alte Heiden und Grünland vor solchen mit Pioniervegetation. Nach van Huizen (1977, vgl. auch Turin 2000) vermehrt sie sich allerdings v.a. im Grünland und migriert dann zur Überwinterung in den Wald. In einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) trat sie als Einzeltier auf der Brandfläche mit stehendem Restbestand auf, nicht dem Kahlschlag oder selektiven Einschlag nach kontrolliertem Brennen oder der Kontrollfläche.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art mäßig abundant auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) trat sie mit insgesamt 8% Stetigkeit auf, mit deutlichem Schwerpunkt in den jungen, und ohne Vorkommen in den relativ dichten Beständen, die mittlere Bestandsalter darstellen. Auf Sturmwurf- und Vergleichsflächen (Skłodowski & Garbalinska 2007) trat sie nicht auf.

Auf der Münchner Schotterebene lagen Nachweise nicht in den alten und wiederhergestellten bzw. neu angelegten Haiden oder Äckern (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998), sondern lediglich in (im Zuge Autobahnbaus) verpflanztem und neu angelegtem Laubwald (Lang & Fischer-Leipold 2003). Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen relativ stetig und zum Teil abundant.

<i>Amara plebeja</i>	BRAS: 48,5498 (<0,0001)	LITR>KIE> SSW>MIN> KIHN	MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS	Keine	-, höchster HT: -	NN <300: 41,3734 (<0,0001); <600: 17,4985 (<0,0001)
----------------------	----------------------------	-------------------------------	--	-------	-------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art erreicht sowohl im Chi²-Test als auch in der ISA ihre höchsten Werte (beide aber nur mäßig hoch) für Brandstandorte, was zum Pioniercharakter und den Ansprüchen der Art nicht in Widerspruch steht, jedoch in Bezug auf die höchste Affinität als Artefakt des nicht abgebildeten Teils des Habitatspektrums auf Brachflächen usw. zu werten ist.

Harpalus laevipes ist vorwiegend eine Waldart (Hurka 1996, GAC 2009), die lichte Wälder (Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009) oder Gebüsche (Marggi 1992) bevorzugt. Müller-Motzfeld (2004) listet

sie als thermophil und silvicol. Unter den allgemeinen Quellen führt Koch (1989) Kiefern-Kahlschläge als ein spezielles Habitat an. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in mesophilen Laubwäldern, mit einem weiteren Hauptorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ und einem Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten.

In Nordrhein-Westfalen (Kaiser 2004) ist sie vorwiegend aus Mittelgebirgsregionen bekannt und besiedelt verschiedene Waldtypen, ausdrücklich auch lichte Kiefern- und Birkenwälder auf Sandböden, kommt aber u.a. auch in anderen Waldtypen und z.B. auf Kahlschlägen vor; sie ist auch nicht auf Sandstandorte beschränkt, sondern auch auf Kalkstandorten gefunden worden. In der Senne wurde sie von Heitjohann (1974) und Kaiser (2007) nicht gefunden, Renner (2011) listet sie nur für den Lipper Wald. In der Döberitzer Heide (Beier & Korpe 2001) fehlen Nachweise, in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) kommt sie vor.

Im Süderbergland werden Laubwälder und z.T. auch Nadelforste besiedelt: Lauterbach (1964) stellte sie in verschiedenen Waldtypen eines sauerländischen Waldgebietes fest, u.a. in jungen und alten Fichtenforsten auf Kalk und Sandstein, Buchenwald auf Kalk und im Eichen-Birken-Wald, Rehage & Feldmann (1977) vereinzelt im Schluchtwald auf Kalk. Steinweger (2004) beobachtete sie bevorzugt im Buchen- und als Einzeltier im Buchen-Fichtenbestand, nicht im Fichtenbestand und in den aufgelichteten Bestandteilen einer „Sukzessionsfläche“.

Scheurig et al. (1996) fanden sie in den von ihnen untersuchten baden-württembergischen Wäldern nicht. In den von Jans (1987) untersuchten Laubwäldern (Buche, Eiche) der Schwäbischen Alb war sie wenig abundant im Kalkbuchenwald vertreten. Im Schönbuch (Baehr 1980), im Gebiet der Wutachschlucht (Kless 1961) und in hochmontanen Bergmischwäldern und Nadelwäldern (Lamparski 1988) und hochmontanen Wäldern und Offenland-Habitaten (Molenda 1989) des Südschwarzwaldes fehlen Nachweise ebenso wie in Grinden des Nordschwarzwaldes (Rausch 1993b). In den von Trautner et al. (1998) untersuchten Naturwaldreservaten trat sie nur in wenigen Tieren auf einer zuvor von Fichten bestandenen Lichtung des hochmontanen Reservats „Napf“ im Südschwarzwald auf. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) war sie nur im montanen Hasel-Niederwald vertreten.

Auf Sturmwurfflächen auf Jurakalk und Rhätsandstein Baden-Württembergs war sie präsent, fehlte aber auch in den stehenden Vergleichsbeständen nicht (Kenter et al. 1998). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Schmaus (1960) stellte sie „recht zahlreich“ auf einem „Kiefernkahlschlag“ an einem xerothermen Steilhang des Hunsrücks fest, an dem es einige Jahre zuvor gebrannt hatte. Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) trat sie nicht auf.

Die flugfähige Art ist in Holland möglicherweise in Arealausbreitung begriffen, in Belgien aber rückläufig (Turin 2000, Desender 1986a), ja in Nordbelgien sogar „wahrscheinlich ausgestorben“ (Desender et al. 1995). Marggi (1992) zufolge ist sie nur im Nordteil ihres Areals eine Wald- und weiter südliche eine Art schattigerer Offenland- und Gebüsch-Habitate. Nach Luka et al. (2009) überwiegen aber zumindest in der Schweiz Waldhabitate und Übergangszonen zu Wald, und zwar Mischgegend gegenüber Nadelwäldern und Initialphasen und Gebüsch, während Laubwald stark zurücktritt. In hochalpinen Habitaten der Südalpen kommt die Art regelmäßig vor (Franz 1936), und für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „montansilvicol-arvicol, hochalpin steppicol“ ein. Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) nur von einer Lokalität, einem montanen Buchen-Tannen-Mischwald gemeldet.

In Skandinavien werden „nicht zu feuchte“ und über eine „ausgeprägte Humusschicht“ verfügende Böden besiedelt, meist auf kiesigen Moränen-Standorten, Laubwald und Laubmischwald bevorzugend (Lindroth 1949, Lindroth 1986). Lindroth (1949) bezeichnet sie als „einzige ausgeprägte Waldart“ unter den in Skandinavien heimischen *Harpalus*-Arten, die „eine Beschattung nicht entbehren“ kann, wenn diese auch z.T. von „hochgewachsener Wiesenvegetation“ gespendet wird. Auch Lönnberg & Jonsell (2012) stufen sie in ihrer Sandgruben-Studie aus diesem Teil Europas als „Wald“-Art ein. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf allen forstlichen Behandlungsvarianten (Kahlschlag, selektiver Einschlag, belassene Brandfläche) auf, nicht hingegen der Kontrollfläche.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) hat die Art über alle Stadien eine Stetigkeit von 9%. In der russischen Steppenzzone gehört sie nach Ghilarov (1961) zu den Arten, die ausschließlich die Wälder der Schluchten besiedeln.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt sie stellenweise in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern und in den Kiefernbeständen auf Kalk vor, im Offenland vollständig fehlend.

<i>Harpalus laevipes</i>	BRAS: 48,7101 (<0,0001)	MIN>LH>KIE> WBF	LH, MIN, KIE, BRAS, WBF	A	-; höchster HT: WBF	NN<300, <600: n.s.
--------------------------	----------------------------	--------------------	----------------------------	---	------------------------	-----------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art erreicht sowohl im Chi²-Test als auch in der ISA ihre höchsten Werte (beide aber nur mäßig hoch) für Brandstandorte, was wiederum über den (teilweisen) Pioniercharakter der Art zu erklären ist, aber sicher nur einen Teil der Ansprüche der Art umschreibt.

Schlagabraum-Brandflächen (FEU)

Amara cursitans ist laut Literatur eine Art der Schlagfluren, Waldlichtungen, Brachen und Ruderalfluren (Marggi 1992). Für Baden-Württemberg wird sie von Trautner (1996a) im Zielartenkonzept für Weinberge und trockene Rohbodenstandorte (Hauptvorkommen) sowie trockene Äcker und „Sonderbiotope“ auf Sandstandorten (als Nebenvorkommen) aufgeführt. Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als xerotherm ein. Zahradnik (2010) spricht von einer Bevorzugung „trockener und halbtrockener Ruderalflächen, aufgegebener Steinbrüche, lichtem Wald oder ungepflegten Gärten.“ Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „ausdauernden Ruderalfluren“. Müller-Motzfeld (2006a) zufolge kommt sie „mehr an leicht beschatteten als an offenen Stellen“ vor. Lönnberg & Jonsell (2012) kategorisieren sie als „Sand“-Art. Ebenfalls für Skandinavien nennt Lindroth (1949) trockene, sonnexponierte, vegetationsarme Sand- oder sandigen Kiesstandorte als Lebensraum. Sie tritt im gesamten Verbreitungsgebiet eher sporadisch verbreitet auf bzw. wird eher selten gefunden (Hieke 2001, Zahradnik 2010).

Habitate, die regelmäßig ihre Ansprüche erfüllen, sind Waldlichtungen, Kahlschläge, und lichte Nadelholz-Jungbestände (Barner 1937, Lauterbach 1964) sowie Ruderalflächen mit oder ohne jungen Baumbestand (z.B. Gospodar 1981). Lauterbach (1964) bezeichnet die Art im Sauerland in Bezug auf Wald als „Lichtungsart“ und fand sie auf Kahlschlägen und in Fichten-Schonungen, auf sauren Böden. Trost (2001) stellte sie in lichten Trockengebüschen des Saaletales fest. Lorenz (1999) fand sie in einer Gehölzinsel aus Stockausschlägen, die 20 Jahre zuvor eingeschlagen worden war.

In der Senne wurde sie nur in *Calluna*-Heiden mit Birken- und Kiefern-Jungwuchs gefunden (Heitjohann 1974). Stegemann (2002) nennt aus der Ueckermünder Heide Funde nur wenige Funde, in Kiefernheiden und auf Kahlschlägen. Im gut untersuchten, großen Sandgebiet der Döberitzer Heide wurde sie bisher nicht nachgewiesen (Beier & Korge 2001).

Mehrere Quellen zeigen ein Vorkommen auf Waldbrandflächen auf (Schmaus 1960, Marggi 1992, Lindroth 1986). In Dänemark kommt sie „auf Kahlschlägen in Wäldern vor“, und dabei speziell „auf gebrannten Stellen, mit *P. quadrifoveolatus*“ (Lindroth 1974 nach Turin 2000). Auf den hier ausgewerteten deutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nicht nachgewiesen. Auch auf den von Kenter et al. (1998) untersuchten Sturmwurf-flächen Baden-Württembergs trat sie nicht auf.

Auf einer grobsandigen Sukzessionsfläche nach Braunkohletagebau im Rheinland (Mader 1986) fand sich die Art durchgehend im zweiten bis siebten Jahre der Sukzession, mit Maximum im zweiten Jahr (erstes Jahr nicht untersucht), vom siebten bis 10. Jahre nicht mehr), und wird daher von Mader als psammophiler Pionier bezeichnet. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes fand Neumann (1971b) die Art hingegen nur auf einer ganz jungen Kippenfläche.

Szysko (1983) fing sie in polnischen Flechten-Kiefernwäldern mit über 19% Stetigkeit in jungen Stadien und 7% Stetigkeit über alle Phasen. Auf den von Sklodowski & Garbalinska (2007)

untersuchten polnischen Sturmwurfflächen in Kiefernwäldern trat die Art nicht auf, ebenso dem von Sklodowski (1995) untersuchten Düng- und Versauerungsversuch.

Burmeister (1939) nennt „bewaldete Gebirgstäler“ und hochalpine Weide als Lebensraum, ferner Steinbrüche, und fand sie „einmal an Kiefernharz.“ Im Riesengebirge wurde sie auf 1200 auf „Sand mit spärlicher Vegetation“ auf einem „nach Süden exponierten Hang“ gefunden (Hurka 1958a).

Entscheidend ist zusammenfassend ein frühes Sukzessionsstadium bei trockenem, sandigem oder kiesigem, jedenfalls lockeren Boden mit nur spärlicher bzw. nicht zu dichter Vegetation (Barner 1937).

In Oberfranken (Hofmann et al. 2001) wurde die Art selten gefunden, u.a. in „Kiefernheide“ und in Grafenwöhr, d.h. in Umgebung des größten bayerischen Truppenübungsplatzes, auf dem es häufig zu Brandereignissen kommt, „am Haus“, sowie u.a. in einer Ruderalflur. Plachter (1985) fand die Art im unteren Brombachtal in Einzeltieren an einem Sandufer. Auf der Münchner Schotterebene wurde sie weder in den alten Haiden, Haide-Wiederherstellungen (Schulz 1992, Schmöger 1995, Sieren 1998), Äckern (Faas 1997) noch einer Kiesgrube (Plachter 1983) oder im Kiefernforst (von Rad 1997) gefunden, sondern nur im Wald-Kontext. Funde gelangen im NWR „Fasanerie“ (Rauh 1993, Schuon 1994) und einer Waldverpflanzung im Rahmen eines Autobahnbaus (Lang & Fischer-Leipold 2003).

<i>Amara cursitans</i>	FEU: 450,9978 (<0,0001)	BRAS>KIE> LITR	LITR, KIE, BRAS, FEU	Keine	-; höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
------------------------	-------------------------	----------------	----------------------	-------	-------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die maximale Affinität zu Brandhabitaten wird in den Chi²-Tests mit einem sehr hohen Wert ausgewiesen, und auch in der ISA erreicht sie (mit einem mittelhohen Wert) hierfür ihren höchsten IndVal. Es handelt sich demnach der Literatur zufolge wohl um eine Art, die Strukturen und Standortsbedingungen präferiert, wie sie speziell für Brandflächen typisch sind, aber auch auf anderem Wege entstehenden können, also eine Art, die man als „sekundär pyrophil“ bezeichnen könnte (Müller-Kroehling et al. 2014b).

Bei einer Metastudie aus 27 aktiven und ehemaligen militärischen Übungsplätzen Deutschlands (Müller-Kroehling et al. 2014b) erwies sich die Art als positiv mit regelmäßigen Bränden (Kendall's Tau 38,09, p=0,0027) und vorherrschenden Sandstandorten (Kendall's Tau 28,20; p=0,0195)) korreliert.

Waldbrandflächen (WBF)

Bradycellus verbasci kommt neben offenen Trockenhabitaten und Niedermooren sowie Sumpfwiesen, Feuchtheiden und „Feuchstellen auf Sandboden“ (Marggi 1992) auch auf Schlagfluren, Lichtungen, Waldrändern, Schonungen, „Waldsteppe“ und Gehölzanpflanzungen auf Sand (Burmeister 1939, Turin 2000, Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996) vor. Die Hygrophilie wird unterschiedlich eingeschätzt (Niederlande, Tschechien und Slowakei: eher trocken; Koch 1989, Marggi 1992 für Deutschland und Schweiz: hygrophil, „feuchte sandige Waldränder“, Sumpfwiesen, u.a.; Müller-Motzfeld 2006a: „feuchte und sandige Stellen“; Luka et al. 2009 für die Schweiz: „mesophile“ Feuchte-Präferenz). Mehrere Autoren erwähnten Sandboden als Präferenz (Koch 1989, Marggi 1992). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin nur ein „Nebenvorkommen“, und dies in Sandtrockenrasen. Irmiler & Gürlich (2004) vermuten, dass die Art „parkähnliche Landschaften“ bewohnt, da sie u.a. „sehr viel in Gärten und Feldgehölzen“ nachgewiesen wurde. In den Niederlanden liegt einer der Vorkommensschwerpunkte in Feucht -und Nasswäldern aus Weichlaubhölzern, ferner auf sandigen Brachen und auf Baumpflanzungen auf Sandboden, ferner auch in trockenem wie in feuchten Nadelforsten. In der Schweiz sind Brachen der bei weitem häufigste Lebensraum (Luka et al. 2009). In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie auf Kulturland und in feuchten Ruderalhabitaten vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Nach Irmiler & Gürlich (2004) ist die Art „sehr flugaktiv“. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie regelmäßig auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Auch Winter (1980) fand sie in der Lüneburger Heide abundant auf der Brandfläche, zwei Jahre nach dem Brand, und in der Vergleichsfläche fehlend. Auch auf einer Sturmwurffläche des baden-württembergischen Jura trat sie auf und fehlte ebenfalls im Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur einmal nachgewiesen, in einer Kronen-Fensterfalle im GC des NWR „Fasanerie“.

<i>Bradycellus verbasci</i>	WBF: 149,4991 (<0,0001)	TRSS>SO>KIE >BRAS>SSW	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	Keine	-, höchster HT: WBF	NN <300: n.s.; <600: n.s.
-----------------------------	-------------------------	-----------------------	---	-------	---------------------	---------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Waldbrandflächen (incl. Schlagabraum-Brandflächen) erreichen den maximalen Chi²-Testwert. Ein Bezug zu lichten Nadelbaumbestockungen auf Sandstandorten ist laut Literatur gegeben, wenn auch nicht als einziges Habitat. In der ISA wird für das Konvolut aus Trocken- und Sandstandorten auf Ebene der HTB3 der einzig signifikante Wert erzielt. Die Art ist im Wald-Kontext wohl v.a. ein Lichtungspionier.

Amara aulica wird auch bei den Auwäldern besprochen. Sie ist ein Bewohner von Ruderalfluren, Äckern u.ä. Habitaten (GAC 2009, Hurka 1996, Koch 1989), und eine Art, die bindige Böden und reichere Vegetation bevorzugt (Marggi 1992, Lindroth 1986). Es besteht eine Nahrungs-Affinität (Bindung?) zu Korbblütlern (Turin 2000). Roubal (1938) führt die Art in einem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei, mit dem Zusatz, die Art sei „hauptsächlich silvicol, auf den Waldblößen.“ Ein gewisses Vorkommen hat die Art in der Niederlanden in Eichen-Birken- sowie in Erlen-/Weiden-Feuchtwäldern (Turin 2000), doch finden Wälder sonst in der ausgewerteten Literatur weitgehend keine Erwähnung.

In der Senne (Heitjohann 1974, Kaiser 2007) fehlt die Art offenbar. In der Döberitzer Heide wurde sie nur wenig nachgewiesen und von Beier & Korge (2001) als „eurytope Art ausdauernder Ruderalfluren“ eingeschätzt. In der Ueckermünder Heide Mecklenburgs (Stegemann 2002) ist sie hingegen abundant vorhanden. Gersdorf (1937) nannte für Mecklenburg „trockene sandige Felder“ und „bindige Böden“ als Habitate, nicht hingegen Waldlichtungen u.a. Waldhabitate.

Auf den von Kenter et al. (1998) untersuchten Sturmwurfflächen Baden-Württembergs trat die Art nicht auf. Auf verschiedenen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie ebenfalls nicht nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983), Kiefern-Sturmwurfflächen (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungs-Versuchsflächen (Sklodowski 1995) fehlen Nachweise. Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Steppengesträuchschluchten“ und „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzone, nicht der offenen Steppe.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) besiedelt sie im Offenland Äcker und alte wie experimentell wiederhergestellte Haiden gleichermaßen, und wurde im Wald-Kontext nur einmal an einem Waldrand festgestellt. Auf den Plachter (1986) untersuchten Isar-Kiesbänken war sie nicht vertreten. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen vereinzelt bis mäßig stetig und gering abundant.

<i>Amara aulica</i>	WBF: 111,7495 (<0,0001)	Kiefer: BRAS>KIE> (LITR); zusammen: BRAS>SAL> SAN>KIE>AW	(LITR), KIE, BRAS, WBF, FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN	S	Au; Höchster HT: SAL	NN <300: 9,1057 (0,0025); <600: (Trend. 3,1179; 0,0774)
---------------------	-------------------------	---	---	---	----------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art erreicht sowohl im Chi²-Test als auch in der ISA ihre höchsten Werte (Chi²: mittelhoch; ISA: niedrig) für Brandstandorte, was mit dem Pioniercharakter und den Ansprüchen übereinstimmt, jedoch in Bezug auf die höchste Affinität als Artefakt des nicht abgebildeten Teils des Habitatspektrums auf

Pionier- und Brachflächen usw. zu werten ist. Die Affinität zu Sandstandorten ist im Vergleich zur Literatur ebenfalls als Artefakt des abgebildeten Gradienten zu werten.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Keine.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Arten, die ihren χ^2 -Maximalwert für ein Kontaktbiotop der Kiefernwälder oder ein Konvolut mit einem solchen Kontaktbiotop erzielen, im ISA-Verfahren aber bestimmten Kiefernwaldtypen zugeordnet sind, werden jeweils bei ihrer maximalen χ^2 -Testeinheit besprochen. Hier sind daher nur jene Arten aufgeführt, die ausschließlich über das ISA-Verfahren den Kiefernwäldern und ihren Kontaktbiotopen zugeordnet werden.

Flechtenkiefernwälder, Sandkiefernwälder und Kiefernwälder allgemein

Notiophilus aquaticus kommt oft mit *N. germinyi* zusammen vor (Lindroth 1944, Turin 2000). Koch (1989) listet u.a. Heide, Waldränder und „trockene Torfe“ als Lebensräume. Lindroth (1986) erwähnt im Nordareal Heide mit einzelnen Kiefern, Hurka (1996) neben Heide auch Wald. In Polen werden schwach beschattete, mäßige feuchte, sandig-kiesige Böden (manchmal Ton) an Waldrändern, Wiesen und Heiden/Mooren besiedelt (Burakowski et al. 1973/74). Für Sachsen gibt Gebert (2006) an, dass trockene, feuchte bis staunasse Habitats besiedelt werden, u.a. feuchte Wälder, Moore, Feuchtwiesen sowie „Nadel- und Mischwälder“. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandmagerrasen, mit weiterem Hauptorkommen in ausdauernden Ruderalfluren. Hauptorkommen laut Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) liegen dort in kalkarmen Magerrasen, in Moorheiden sowie in „Sonderbiotopen“ auf Sand, Nebenvorkommen in Hochmooren.

Karafiát (1970) fand die Art an einer Probestelle in Dicrano-Pineten des Darmstädter Flugsandgebietes, Lehmann (2004) dort auf Sandrasen. Detzel et al. (1993) stellten sie in Baden-Württemberg u.a. auch auf einer bewaldeten Flugsanddüne und einer Lichtung einer ebensolchen Düne fest. Rabeler (1951) meldete die Art aus schwachwüchsigen Kiefernforsten eines weiträumigen hannoverschen Dünengebietes. Lindroth (1949) zufolge kommt sie „in Norddeutschland namentlich im Heidewald und Hochmoor“ vor. In der Senne ist sie in allen Wald- und Heide-Habitats der Sandstandorte der Aufnahmen von Heitjohann (1974) abundant vertreten, v.a. den Heiden und lichten Gehölz-Sukzessionen, nicht hingegen im Betulo-Quercetum, dem Buchen-Eichen-Wald auf Sand über Kalk, und auch nicht auf den Sandäckern (Kaiser 2007). Auch Barner & Peetz (1933) stellten sie in der Senne in trockener *Calluna*-Heide auf Sand fest. Trost (2001) fand die Art in Einzeltieren in einem Trockenwald und lichtem Trockengebüsch des Saaletales.

Winter (1980) stellte sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide im ersten Jahr einzeln und im zweiten mäßig abundant und nur auf der Brandfläche fest. Kolbe (1981) fand sie einzeln und ebenfalls ausschließlich auf einer rheinländischen Waldbrandfläche. Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie nicht auf, auch in den Vergleichsbeständen fehlend. Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) wurde sie nicht beobachtet. Die Art ist flügeldimorph, aber Flugbeobachtungen offenbar selten (Turin 2000) und möglicherweise die Art daher regional auch flugunfähig.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (29%) in allen Entwicklungsphasen auf. In einem Düng- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit, aber geringer Abundanz, und mit relativ höchster Abundanz in den versauernd behandelten Varianten auf. Auf den von Skłodowski & Garbalinska (2007) untersuchten Sturmwurfflächen in Kiefernwäldern war sie nicht vertreten. In einem nordböhmisches Feuchtgebiet (Hejkal 1990) trat sie sehr abundant in einer Heide auf Torf auf.

Nach Lindroth (1949) verträgt sie in Skandinavien „nur mäßige Beschattung“ und kommt u.a. auf lehmigen Kiesstandorten vor. Oberhalb der Waldgrenze „erreicht sie beträchtliche Höhe“ und ist wesentlich abundanter (Lindroth 1949). Selbst in Finnisch-Lappland, wo die Art in der subalpinen wie alpinen Region „sehr eurytop“ auftritt (mit Ausnahme von Feuchthabitats), hat sie ihre höchste Abundanz in den sehr spät schneefrei werdenden Mulden (Forsskahl 1972). Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitats Südnorwegens in offenen Heiden, wie auch im Birken-, nicht jedoch im

Kiefernwald. In einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf allen drei forstlichen Behandlungsvarianten einer kontrollierten Brandfläche (mit stehendem Restbestand, Kahlschlag, selektiver Einschlag) wie auch der Kontrollfläche auf, am relativ abundantesten auf den Bereichen der Brandfläche mit selektivem Eingriff und belassenem Bestand.

In den Alpen tritt sie bevorzugt alpin, d.h. oberhalb der Waldgrenze auf, auf „Wiesen, alpinen Rasen, Scheinschutt- und Geröllfluren“ (Luka et al. 2009 für die Schweiz) bzw. der Zwergstrauch- und der Grasheidestufe (Lang 1975). Gleiches gilt für die Balkanhalbinsel (Apfelbeck 1904). In Nordamerika ist die circumpolar bzw. circumboreal (Barsevskis 2007) verbreitete Art ein xerophiler Offenlandbewohner, der auch oberhalb der Baumgrenze und in der Tundra vorkommt (Lindroth 1961-1969), wie auch in den eurosibirischen Tundren (Lindroth 1949). In der russischen Steppenzone gehört sie nach Ghilarov (1961) zu den Arten, die ausschließlich die Wälder der Schluchten besiedeln.

In Oberfranken wurde sie v.a. aus Mooren, aber auch aus Kiefernheide, Weinbergen und Kalkmagerrasen gemeldet (Hofmann et al. 2001). Auf der Münchner Schotterebene fehlt sie (Sieren & Fischer 2000).

<i>Notiophilus aquaticus</i>	VUG: 107,9917; Kiefer: SSW: 59,3143 (<0,0001)	<u>Kiefer</u> : KIHN, TRSS, CPI, WBF, KIE; <u>zusammen</u> : SSW>KIHN> TRSS>CPI> WBF	NDW, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO, OM, HMA, HMH, VUG	S, GR, F, SR	Moor; Höchster HT: VUG	NN<300: n.s.; <600: n.s.; <8°: 3,1872 (0,0742)
------------------------------	--	--	--	--------------	---------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art kommt oft zusammen mit *N. germinyi* vor, scheint aber wie diese nur unter bestimmten Bedingungen in Wäldern aufzutreten. Den höchsten Chi²-Wert im Kiefern-Kontext erreicht die Art für bewaldete Sandstandorte, und tritt daneben auch in bestimmten Moortypen auf, u.a. dem VUG als insgesamt höchstem Testwert. Grabbarer, offener Boden könnte ein gemeinsamer Nenner dieser Habitate zu sein. In Nadelforsten fehlt sie praktisch völlig. Wie bei *N. germinyi* wird der höchste ISA-Testwert für das CPI, d.h. auf HT-Ebene erreicht, doch testet *N. aquaticus* zusätzlich auch auf den Ebenen HTS2 und HTB3 signifikant für die entsprechenden Gruppen der Standorte bzw. Bestockungen.

Schneeheide-Kiefernwälder

Abax parallelepipedus ist eine sehr verbreitete Waldart fast aller Landwälder (siehe ausführlich bei den Schlucht- sowie auch bei den Buchenwäldern).

In der Senne (Heitjohann (1974) tritt sie in den jungen Wald-Pionierstadien der Heide vereinzelt bis gering abundant auf, im Kiefern-Altbestand, Eichen-Birkenwald und Buchen-Eichenwald am Senne-Rand abundant und in letzterem relativ am abundantesten; auf offenem Sand und Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. In der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) fehlt sie, in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie nur mäßig verbreitet. Gersdorf (1937) nannte sie für Mecklenburg für Laub- und Mischwald und weniger abundant für Kiefernforst, noch weniger für Kiefern-Heidewald.

Im Vergleich mit Brandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) tritt sie abundanter auf den Vergleichsflächen auf. Bei weniger starken und großen Bränden (Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) tritt sie auch auf den Brandflächen stetig auf, nach dem sehr großen Waldbrand in der Lüneburger Heide (Winter 1980) hingegen nur vereinzelt.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyzsko 1983) ist sie über alle Bestandsalter wenig stetig (insgesamt 7%) vertreten, mit höherem Bestandsalter mit zunehmender Tendenz. Auf Sturmwurfflächen (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlt sie ganz. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie nicht gefunden (Barbaro et al. 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt sie in allen Waldtypen stetig vor,

auch den kleinen „Waldinseln“ und den Kiefernbestockungen (Edinger 2012), und fehlt außerhalb des Waldes weitgehend.

<i>Abax parallelepipedus</i>	MIN: 308,7948 (<0,0001)	Kiefer: WS>LH>LITR> KIE>BRAS; zusammen: LBW>S+B> BUST>WS>LH	LH, MIN, WS, LBW, S+B, SIWS, SIES, FA, AT, QT, ADF, BUST, BSS, BUS1, BUS2, LF, BB, AF, HF, FEUES, CARP, LITR, GC, AFE, EHN, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO: neg.	S, GR, F:0-2	Schlucht, Buche, Eiche, Au; Höchster HT: AF	NN<300: n.s.; <600: 83,0468 (<0,0001)
------------------------------	----------------------------	--	--	--------------	--	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Während in den χ^2 -Werten der maximale Bezug zu mineralischen Standorten liegt und kein spezieller Bezug zu Kiefernwäldern oder von ihnen mitgebildeten Konvoluten besteht, bzw. zum Teil sogar ein negativer (so zu Nadelwäldern, NDW), und auch zu SHK nicht, erreicht die Art in der ISA für SHK einen signifikanten Wert auf HT-Ebene, d.h. indiziert laut ISA (innerhalb der Landwälder) den Habitattyp SHK. Dies ist als Fehleinstufung zu werten, da die Art, weder im Gesamt-, noch im Wald-, noch im Kiefern-Kontext eine besondere Treue für diesen Waldtyp aufweist. Zutreffend ist hingegen der maximale χ^2 -Testwert.

Waldbrandflächen/Feuer-bezogene Habitate

Amara lunicollis ist eine Art, die für die verschiedenen Teile des Verbreitungsgebietes unterschiedlich euryök (Marggi 1992) oder stenök eingeschätzt wird. Neben eher trockenen Kulturhabitaten besiedelt sie auch Heiden, Moorheiden (sh. dort) sowie auch lichte Wälder, nach Koch (1989) auch speziell Kiefernwälder. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin Hauptvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten sowie Sandtrockenrasen und Nebenvorkommen in Ginsterheiden, ausdauernden Ruderal- sowie Quecken- und Ackerunkrautfluren. In Schleswig-Holstein ist sie nach Irmiler & Gürlich (2004) v.a. in Nieder- und Hochmooren und Heiden verbreitet und kommt am häufigsten in Birkenmoorwäldern vor. Nach Lindroth (1949) stellt sie in Skandinavien „geringere Forderungen an Trockenheit und Sonnenschein als die meisten übrigen Amaren und kommt meist auf „ausgeprägt gemüll- [sic; meint wohl: Laubstreu] oder torfhaltigen Böden, z.B. auf abgebauten Mooren“ sowie „auch in lichten Wäldern“ vor. Auch für Großbritannien nennt Lindroth (1974) lichte Wälder als Lebensraum, ferner Grünland, felsige Habitate mit Moosbedeckung, und „oft auf Torfstandorten“.

In Brandenburg kommt sie „gern auf Wiesen, Äckern, Trockenrasen“ vor, und ist im Randbereich der „Großen Wüste“ der Döberitzer Heide sehr häufig (Beier & Korge 2001). In der Senne trat sie in relativ höchster Aktivitätsdichte im Kiefern-Altbestand, und in den jungen Wald-Sukzessionsflächen der *Calluna*-Heiden stärker als auf unbewachsenen Sandflächen und im *Betulo-Quercetum* auf (Heitjohann 1974); auf Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. Schaffrath (1999) beobachtete ein Einzeltier am Edersee in einem trockenen, felsigen Waldbereich mit Nadelbaum-Beimischung und u.a. Wacholder und Flechtenrasen als Resten bzw. Anklängen heideartiger Vegetation. In einer Trockenrasen-Wald-Catena des Thüringer Muschelkalks (Dunger et al. 1980) war sie (nur) im Orchideen-Buchenwald vertreten.

In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie in verschiedenen Varianten von der collinen bis zur montanen Stufe auf, teils in der „Dunkelphase“ und teils an den Bestandsrändern, in der „Lichtphase“ eines Esskastanien-Niederwaldes in den ersten beiden Jahren nach dem Stockhieb abundant. Fuhrmann (2007) fand sie v.a. in den jungen Stadien eines Siegerländer Hauberges, am abundantesten im Busch-Heide-Stadium.

Auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg trat sie mehrfach auf und fehlte in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie stetig und in hoher Abundanz auf und fehlte wiederum in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand

in der Lüneburger Heide mäßig abundant und stetig auf der Brandfläche, während Kolbe (1981) sie auf einer rheinländischen Waldbrandfläche nur auf der ungebrannten Vergleichsfläche und einem Übergangsbereich beobachtete. Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand profitierte sie (Melber & Prüter 1997). In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf dem Kahlschlag und der belassenen Brandfläche auf, nicht dem selektiven Einschlag oder der Kontrollfläche. Die Reaktion der Art auf Waldbrände kann also unterschiedlich ausfallen.

Die Art ernährt sich teilweise von *Calluna*- (Melber 1985) und von Grassamen (Spies 1998). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „arvicol-silvicol“ ein.

Auch auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art abundant auf, in allen Feuchtestufen verbreitet, höhere Aktivitätsdichten auf trockenen Flächen erreichend.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (29%) in allen Entwicklungsphasen und relativ höchster Stetigkeit (50%) in den jüngsten auf. In einem Düng- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz in allen Varianten auf.

In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag (jedoch nicht signifikant) abundanter als davor (Richard & Gosselin 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie die häufigste Vertreterin der Gattung und kommt in jungen Kiefernbeständen, Brandschutzstreifen und Windwurfflächen vor (Barbaro et al. 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) liegen die sporadischen Nachweise u.a. in alter Haide, auf Acker, am Waldrand und im GC. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen wenig stetig und vereinzelt auch mäßig abundant.

<i>Amara lunicollis</i>	HMH: 88,2409; Kiefer: BRAS: 31,4163 (<0,0001)	<u>Kiefer:</u> NDW>ORG> FH>WBF> LITR; <u>zusammen:</u> OM>HMA> BRAS>NDW> SPS	NDW, FH, ORG, LITR, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPS, CRS, VUP	(S), GR, (F: 0- 2), SR	Moor; Höchster HT: HMH	NN <300: 20,4031 (<0,0001); <600: 14,3540 (0,0002); <500: 26,5514 (<0,0001)
-----------------------------	--	---	--	---------------------------	---------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert lautet auf Hochmoorheiden, der höchste Testwert aus dem Kiefernwald-Kontext auf Brandstandorte, ist aber gering. Der maximale ISA-Wert für Brandhabitats ist indes relativ hoch. Im Lichte der Habitatansprüche laut Literatur sind Brandhabitats wohl ein typisches Habitat, aber sicher nicht das einzige natürliche, und keines, dass die Art indiziert.

Bembidion properans (sh. ausführlicher bei den Auwäldern) bevorzugt unbeschattete Lebensräume, die trocken bis feucht sein können, wie Grünland und Äcker usw. (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992). GAC (2009) stuft die Art als eurytop ein. Koch (1989) erwähnt auch Waldränder als Lebensraum. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Ackerunkrautfuren, mit weiteren Hauptvorkommen in Queckenfuren und ausdauernden Ruderaalfuren und Nebenvorkommen in „hygrophilen Therophytenfuren“ und Kriechpflanzenrasen. In den Niederlanden kommt sie, im Gegensatz zu Skandinavien (Lindroth 1986), auch auf Sandböden vor (Turin 2000); Nachweise in Nadelbaumbeständen o.ä. fehlen dort indes, bis auf ein gewisses Auftreten in Dünenwäldern.

Im Sandgebiet der Senne trat die Art weder in den von Heitjohann (1974) untersuchten Habitaten (Wäldern, *Calluna*-Heiden, Sukzessionsflächen) noch auf Sandäckern (Kaiser 2007) auf. Beier & Korge (2001) geben die Art für die Döberitzer Heide als „Ruderal- und Ackerunkrautfuren“ bevorzugend an.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie als Einzeltier auf (auf einer Fläche im Jura auf Kalk), nicht hingegen nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001), und auch von norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) fehlen Nachweise.

Szyszko (1983) fand die Art mit geringer Stetigkeit in jungen und alten polnischen Flechten-Kiefernwäldern. Im Kiefernwald-Dünge- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) trat sie in wenigen Exemplaren auf einigen der Varianten auf. Auf den Sturmwurfflächen (Sklodowski & Garbalinska 2007) trat sie nicht auf.

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen stetig und abundant. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt sie in den verschiedenen Offenland-Lebensräumen stetig vor, sowie vereinzelt in GC und Kiefernbestockung.

<i>Bembidion properans</i>	SAN: 114,7932; Kiefer: BRAS: 78,9534 (<0,0001)	Kiefer: WBF>KIE>MIN >LITR>SO; zusammen: WHI>BRAS> SAL>WBF> FRU	MIN, LITR, KIE, BRAS, WBF, SO, FEUES, AB, AW, SAL,FRU, (NMO), WHI, SAN, (NM)	Keine	Au; Höchster HT: SAL	NN<300: n.s.; <600: 7,7223 (0,0055)
----------------------------	---	--	--	-------	-------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert lautet auf die Stromaue des Salicion (SAN), jener im Kontext der Kiefernwälder auf Brandstandorte. Dies spiegelt wahrscheinlich den Offenland präferierenden Charakter der nicht psammophilen Art wider, den sie sonst in den untersuchten bzw. einbezogenen Habitaten nicht vorfindet. Auch der höchste χ^2 -Testwert für einen HT liegt im Auen-Kontext. Die ISA-Werte für Brandstandorte sind nicht nur auf HT-Ebene (also innerhalb der Landwälder), sondern auch allgemein (Ebene HTS1) signifikant, was im Lichte der vorwiegenden Vorkommen im Auen-Kontext als Fehleinstufung zu bewerten ist, wenn es auch das Vorzugshabitat im weiteren Kiefern-Kontext möglicherweise zutreffend beschreibt.

Notiophilus biguttatus ist ein Nadel- und Laubstreu-reiche Wälder besiedelnder Streuläufer (sh. bei den Buchenwäldern) ohne erkennbare Beschränkung auf oder deutliche Bevorzugung von Sandstandorten oder Kiefernwäldern in der ausgewerteten Literatur. Von mehreren Autoren wird eine Präferenz für lichte Bestandsstrukturen oder von Lichtungen erwähnt (Barner 1937, Lindroth 1986, Koch 1989, Turin 2000).

In der Senne (Heitjohann 1974) tritt sie nur im Wald und jungen Sukzessionsbeständen auf *Calluna*-Flächen auf, letzteres abundanter als im Kiefern-Altbestand, ferner auch im Betulo-Quercetum und im Buchen-Eichenbestand; nicht hingegen auf Sandäckern (Kaiser 2007). Beier & Korge (2001) bezeichnen die Art als „im Allgemeinen in trockenen, lichten (Kiefern-)Wäldern recht häufig“, konstatieren aber für die Döberitzer Heide, dass sie „trotz vorherrschender, scheinbar optimaler Lebensbedingungen für die xerophile Art im Gebiet“ nur einmal „in einem alten Kiefernbestand des ehemaligen Schießgeländes“ gefunden wurde. In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie hingegen nicht selten.

Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie abundanter und stetiger als in den Vergleichsbeständen auf. Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide mäßig abundant und stetig, sowohl auf der Brand- als auch der Kontrollfläche. Kolbe (1981) stellte sie einzeln auf einer rheinländischen Waldbrandfläche fest, weniger abundant als auf der ungebrannten Vergleichsfläche. Die Reaktion der Art auf Waldbrände kann also unterschiedlich ausfallen.

In den polnischen CPI tritt sie erst ab mittleren Bestandsaltern sehr verbreitet auf (Szyszko 1983). Auf den Kiefern-Sturmwurfflächen trat sie vereinzelt auf und fehlte in den stehenden Vergleichsbeständen (Sklodowski & Garbalinska 2007). Im Kiefernwald-Dünge- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) trat sie in verschiedenen Varianten gering abundant auf, etwas abundanter in der sulfatisch versauerten. Saalas (1923) listet sie in seinem Verzeichnis der an Fichte gefundenen Arten.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern stetig vertreten, nicht hingegen den Kiefernbestockungen auf Kalk oder den Lebensräumen des Offenlandes. Metzner (2004) fing sie vereinzelt und wenig abundant in revitalisierten oberfränkischen Auen.

<i>Notiophilus biguttatus</i>	MIN: 71,4880 (<0,0001)	<u>Kiefer:</u> LH>LITR>SSW >KIHN>KIE; <u>zusammen:</u> BSS>BUST> LITR>LH>SSW	WS, MIN, LH, LBW, BUST, S+B, BSS, BUS1,BUS2, LF, TRSS, CARP, LITR, GC, AFE, GCS, EHN, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, PRF, BRUS: neg., BRSI: neg., BRU: neg., OM: neg.	F: 0-2, (A), Sl>50	Buche, Eiche, Fichte, (Au); Höchster HT: LF	NN <300: 19,9069 (<0,0001); <600: 12,4112 (0,0004)
-------------------------------	---------------------------	---	--	-----------------------	--	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Bevorzugung mineralischer Standorte laut χ^2 -Maximalwert ist in Übereinstimmung mit dem sehr breiten Lebensraumspektrum der Art in Wäldern. In der ISA werden auf Ebene der HTS1(X) und HT mäßig hohe IndVal für Brandstandorte bzw. -habitats erzielt, was als Artefakt zu werten ist.

Nebria brevicollis bevorzugt Laubwälder, v.a. solche mit ausreichender Feuchtigkeit und ausgeprägter Humusschicht (Koch 1989, Marggi 1992), und wird ausführlicher beim Auwald behandelt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Wäldern, mit weiteren Hauptvorkommen in Feucht- und Nasswäldern, in bodensauren Wäldern und Forsten sowie ausdauernden Ruderal- und Ackerunkrautfluren, und Nebenvorkommen in verschiedenen weiteren sowohl trockenen als auch feuchten bzw. nassen Habitats. Barner (1949) zufolge kommt sie in Nordwestfalen v.a. auf Lehm und Kalk-Standorten, weniger auf Sandstein vor.

In Sandhabitats der Senne (Heitjohann 1974) ist sie in geringer Aktivitätsdichte präsent, in etwas höherer im Kiefern-Altbestand; auf Sandäckern (Kaiser 2007) nur als Einzeltier. In der Döberitzer Heide tritt sie v.a. an Gewässern auf, sowie „vereinzelt auch an trockenen Waldrändern“ (Beier & Korge 2001). In der Uecker-münder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet.

Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie stetig auf, aber weniger abundant als in den Vergleichsbeständen. Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide einzeln, aber nur nach Brand, nicht in der Vergleichsfläche. Kolbe (1981) stellte sie sehr abundant auf einer rheinländischen Waldbrandfläche fest, deutlich abundanter als auf der Kontrollfläche.

Kielhorn (2004) fand die Art auf Lausitzer Bergbaufolgeflächen abundanter nur in 14-19-jährigen Waldkiefern-Beständen mit der Humusform rohhumusartiger Moder und dem relativ höchsten Wassergehalt der Streuauflage. Ebenfalls auf ostdeutschen Rekultivierungsflächen stellten Vogel und Dunger (1991) sie v.a. in den älteren Rekultivierungsbeständen fest, mit gewisser Bevorzugung von Laubbaumbeständen, aber insgesamt wenig abundant, und nicht beschränkt auf den Wald.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) tritt sie nur mit 3% Stetigkeit auf. Auf den Kiefern-Sturmwurfflächen und stehenden Vergleichsbeständen (Sklodowski & Garbalinska 2007) fehlte sie. Im Kiefernwald-Dünge- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) war sie nur sehr gering abundant und stetig vertreten, mit gewisser Tendenz, v.a. in den mit Stickstoff gedüngten Varianten aufzutreten. Im *Pinus maritima*-Forst-Gebiet der Landes-Region tritt sie in feuchten Laubwäldern und auf Feuchtwiesen auf (Barbaro et al. 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie vereinzelt im GC, in Waldverpflanzungen/-Aufforstungen und im Kontext von Bodenabgrabungen/Kiesgruben gefunden,

und als Einzeltier auf einem Acker. Unter bestimmten Bedingungen kann sie auch in Bayern in Habitaten der Agrarlandschaft auftreten, wie Äckern auf Lössstandorten (so im Bereich der KUP „Kaufering“, Burmeister 2008) und Weinbergen (Götzke 2006). Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Plachter (1986) traf sie auf Kiesbänken der Isar nur ganz vereinzelt an. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) ist sie stetig und z.T. abundant vertreten. Apfelbacher (1998) fand sie in der Gipfelregion des Arbers „überall sehr häufig.“

<i>Nebria brevicollis</i>	AB: 29,2375; Kiefer: BRAS: 18,3171 (<0,0001)	<u>Kiefer</u> : WBF; <u>zusammen</u> : AW>SAN>WHI >BRAS>FEUES	FH, TRSS: neg., WS: neg., KIE: neg., KIHN: neg., SSW: neg., CPI, BRAS, WBF, BKH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, CEA, WHI, SAN, BRU	Keine	(Fichte, Au; Höchster HT: SAL	NN <300: 9,6219 (0,0019); <600: n.s.
---------------------------	---	--	---	-------	-------------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert lautet auf Au- und Bruchwälder (AB), im Kiefernwald-Kontext auf Brandstandorte, jedoch mit einem geringen Wert, anders als der maximale ISA-Wert für Brandhabitate, der mäßig hoch ausfällt. Auch auf HT-Ebene erreicht die Art höhere χ^2 -Werte bei den Feuchtwäldern, höchster HT ist das Salicion albae (SAL). Innerhalb der Kiefernwälder scheint für Brandstandorte eine deutliche Präferenz zu bestehen, sowohl für Waldbrandflächen als auch solche mit Schlagabraum-Abbrand, die mit 100% Stetigkeit besiedelt werden, während die Art in allen anderen Kiefern- und Sandhabitaten nur sporadisch auftritt. Möglicherweise ist hierfür die alkalische Wirkung von Asche (Jahn & Schimitschek 1951/52) verantwortlich, denkbar wäre auch die organische Anreicherung des Oberbodens mit Kohle und Asche, die der Vorliebe der Art für eine ausgeprägte Humusschicht (s.o.) entgegen käme, als (weitere) Ursache.

Poecilus cupreus besiedelt überwiegend Offenland-Habitate wie Grünland, Äcker und Stillgewässer-Ufer (Marggi 1992, Hurka 1996, GAC 2009). Nach Marggi (1992) und Koch (1989) werden lehmige Böden bevorzugt. Koch (1989) nennt als einen der Lebensräume auch feuchte Waldränder. Marggi (1992) gibt „selten in Wäldern“ als ein Habitat an. Die Art kommt beispielsweise auch in Eichenwäldern vor (sh. dort). Gersdorf (1937) zufolge kam sie seinerzeit in Mecklenburg auf Sanddünen und Heideflächen, in den Kiefern-„Heidewäldern“ und Lichtungen in Kiefernwäldern sowie weniger abundant auf sandigen Äckern und Brachen vor, anders als *P. versicolor* und *P. lepidus* aber nicht im Hochmoor, dafür aber anders als jene beiden Arten auch im normalen Kiefernwald.

Im großen Sandgebiet der Senne scheint die Art zu fehlen (Heitjohann 1974, Kaiser 2007, Renner 2011). In der Döberitzer Heide ist es hingegen eine sehr verbreitete Art, die u.a. „auf Ruderalfluren und besonders auf Feuchtwiesen sehr häufig“ ist. Auch in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie nicht selten.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und mäßig hoher Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) fehlte sie hingegen. Sie trat auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg ebenfalls auf, und deutlich weniger bzw. nur teilweise in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998).

Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes tritt die Art verbreitet in den jungen Aufforstungen (und praktisch nicht den frischen Kippenstandorten) auf, fehlt aber in den bereits „waldartigen Aufforstungen“ (Neumann 1971b).

Die Art verhält sich in der den polnischen CPI unterschiedlichen Alters (Szyszko 1983) wie eine typische Offenland-Art, die lediglich in jungen Phasen auch im Wald auftritt, und hier als „Überbleibsel“ oder Besiedler einer Übergangsphase lediglich bis zum Bestandsschluss aufgefasst werden kann, anders als *P. versicolor* und *P. lepidus*, die von Anfang an höhere Stetigkeiten erreichen, um dann mit

zunehmendem Bestandsalter zwar zurückzugehen, aber nicht ganz zu verschwinden (Abb. A.4.7.). Auf polnischen Kiefern-Sturmwurfflächen trat sie vereinzelt auf, ebenso in den stehenden Vergleichsbeständen (Skłodowski & Garbalinska 2007). Im Kiefernwald-Dünge- und Versauerungsversuch (Skłodowski 1995) fehlt sie.

In den Niederlanden (Turin 2000) werden Feuchthabitate an erster Stelle, dann Kulturhabitate auf Sand, und in geringem Umfang auch verschiedene Laub- und junge Nadelwälder sowie grasige Heiden besiedelt, Heiden in Hochmooren (Moorheiden) hingegen praktisch nicht (anders als *P. versicolor*) und auch Wälder weniger regelmäßig als diese Schwesternart. In der Schweiz (Luka et al. 2009) besiedelt sie ebenfalls in geringem Umfang auch Laubwälder und Gebüschhabitate, neben deutlichem Schwerpunkt in Grünlandhabitaten. Lindroth (1949) erwähnt anders als für *P. versicolor* keine Vorkommen in Hochmooren, bezeichnet die Art aber als weniger eurytop als jene, da „lehmigen Boden vorziehend“ und „höhere Ansprüche an die Feuchtigkeit“ stellend. Ferner ist sie „nicht so ausgeprägt heliophil und gedeiht daher gut auch in höherer und dichter Bodenvegetation“ (Lindroth 1949). Im *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie eine Art des Feuchtgrünlandes (Barbaro et al. 2006). Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzone, nicht der offenen Steppe.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur in Einzeltieren auch in Eichen-Hainbuchen-Wäldern, aber stetig und abundant in alter Haide, Haiden-Wiederherstellungsversuchen, einer Kiesgrube und am abundantesten auf Äckern gefunden. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig und abundant vertreten.

<i>Poecilus cupreus</i>	HMH: 35,9490; Kiefer: TRSS: 24,8688 (<0,0001)	Kiefer: LITR>NDW> SO>BRAS> SSW; zusammen: TRSS>HMA> LITR>OM> NDW	NDW, FH, ORG, LITR, TRSS, OS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPM, FIM: neg., FIMA: neg., CARP, TRWS, GC, EHN, EI	F	Eiche, Moor; Höchster HT: SPM	NN <300: (Trend: 3,4398; 0,0636); <600: 28,9381 (<0,0001)
-------------------------	--	---	--	---	-------------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Höchste Werte in den Chi²-Testserien erzielen offene Hochmoorheiden, der höchster HT liegt ebenfalls im Moor-Kontext. Das Konvolut trockener und sandiger Standorte (TRSS) erreicht im Kiefern-Kontext den höchsten (wenn auch nicht hohen) Chi²-Testwert. In der ISA wird die Art, anders als *P. versicolor*, nur auf Ebene des HT, und hier für Brandhabitate positiv getestet, für höhere Aggregationsstufen hingegen anders als jene Art oder im Chi²-Test nicht. Die Ergebnisse beider Verfahren werden durch das verbreitete Vorkommen der Art auf normalen Grünlandstandorten relativiert.

Weitere Arten, die von der ISA zu den Brandhabitaten gestellt werden, erzielen ihren maximalen Chi²-Testwert bei den offenen Sandstandorten (SO), so *Amara bifrons*, lichten und trockenen Wäldern (LITR, *Amara convexior*, *Notiophilus palustris*) und trockenen und sandigen Standorten (TRSS, *Amara equestris*) und sind jeweils dort aufgeführt

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Hierher gehören Arten, die in keinem der Verfahren für (halb)natürliche Kiefernwälder höchste Testwerte erreichen, aber dennoch zumindest in Teilen Mitteleuropas laut Literatur innerhalb der Wälder (d.h. ohne Moore und Heiden) möglicherweise eine Affinität zu Kiefernbestockungen und Nadelwäldern aufweisen, d.h. regelmäßig in Kiefernwäldern auftreten und einen Bezug zu verschiedenen Habitatmerkmalen derselben aufweisen.

Seltene, reliktiäre Arten mit Vorkommen in Kiefernwäldern, verheideten Mooren und Hochlagen

Harpalus solitaris ist eine xerotherm-heliophile Art mit Vorkommen in lichten Wäldern, Lichtungen und an Waldrändern (Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989, Hurka 1996, Marggi 1992), v.a. auf Sand (oder Kies) (Lindroth 1949). Müller-Motzfeld (2004) stuft die Art als psammophil, nicht aber als xerotherm oder thermophil ein. Gersdorf (1937) beschrieb sie als Bewohner „loser Dünen“ Mecklenburgs. Lindroth (1986) erwähnt für Skandinavien speziell auch lichte Kiefernwälder als Habitat, aber insgesamt verträgt sie dort nur geringe Beschattung und kommt neben ganz offenen Habitaten daher meist eher an Waldrändern vor (Lindroth 1949). Für Mitteleuropa gibt er an, sie komme ebenfalls auf Sandstandorten vor, „aber mehr als bei uns an wenigstens licht von Kiefern bewaldeten Stellen“ (Lindroth 1949). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin nur ein Nebenvorkommen, in Ackerunkrautfluren. In den Niederlanden kommt sie neben Sandheiden mit *Calluna vulgaris* auch in armer Grasvegetation in lichten Nadelwäldern vor (Turin 2000). De Vries (1996a) stuft sie als „Heideart“ ein.

Kaiser (2004) sieht die Art im atlantischen NRW überwiegend als Bewohner offener, xerothermer Heide-Gras-Vegetation, der nach Hemmer & Terlutter (1987) auch als Pionier auf Kahlschlägen auftreten kann. In der Senne fand sie sich in Einzeltieren in einer *Calluna*-Heide (mit regelmäßigem Brandgeschehen) (Heitjohann 1974), sowie auf einer kleinen Lichtung (Pelzel 2011). In der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) fehlen Nachweise, in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) kommt sie vereinzelt vor, ohne Angaben zum Habitat. Trautner (1996a) führt sie im Zielartenkonzept Baden-Württemberg nicht nur für trockene und frische Nadel-, sondern auch für ebensolche Laubwälder (beides als Nebenvorkommen; kein Hauptvorkommen genannt) auf. Krause (1974) beobachtete sie in der Sächsischen Schweiz selten, und am individuenreichsten in einer „Kiefern-schonung.“

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in recht hoher Stetigkeit auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001). Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) fehlte sie jedoch, ebenso wie auf südwestdeutschen Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998). In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie in Einzeltieren auf dem selektiven Einschlag und der belassenen Brandfläche auf, nicht dem Kahlschlag oder der Kontrollfläche.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) kommt sie mit 65% Stetigkeit in jungen Stadien vor und fehlt praktisch in älteren. Den von Sklodowski & Garbalinska (2007) untersuchten Sturmwurf vermochte die Art nicht zu nutzen, ebenso wie den stehenden Vergleichsbestand.

In der Schweizer Alpen (Marggi 1992) lebt sie v.a. auf humusarmen Sand- und Kiesböden. In den Hohen Tauern fand Franz (1943) sie nur kleinflächig. Kopf (2008) beobachtete sie in Grasheiden eines Alpengebietes, „Pionierstandorte mit geringem Humusgehalt“ bevorzugend.

In Nordamerika, wo die paläarktisch verbreitete Art (Turin 2000) ebenfalls heimisch ist, kommt sie auf „trockener, sandiger Moräne in exponierter Lage und schütterer, niedriger Vegetation“ vor (Lindroth 1961-1969). Work et al. (2013) fanden sie bei einer Vergleichs-Fallstudie im borealen Bergland-Nadelmischwald nur im Kahlschlag mit Entnahme des Gipfelmaterials.

Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland „nach Literaturangaben für ein Glazialrelikt“, doch fand Topp (1988) Einzeltiere auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Insel. Die Art ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Aus Bayern liegen beispielsweise Einzelfunde in fränkischen Sandgebieten (Welsch 1995) z.T. auch mit lichtem Kiefernaufwuchs (Schmidt 1987 in Welsch 1995) vor. Niedling (2004) stuft sie für das „Sandachse“-Projekt als seltene Art der Sandmagerrasen ein. Leipold (1995c) fand sie im militärischen Offengelände des Dürnbucher Forstes als Einzeltier in einer Ginsterheide. Aus Nordostbayern ist Hofmann et al. (2001) nur ein Fundpunkt in einer „Kiefernheide“ bekannt.

<i>Harpalus solitaris</i>	HMO: 48,7262; Kiefer: BRAS: 19,8548 (<0,0001)	Kiefer: SO; zusammen: MHO>BRAS> SO	BRAS, SO, (HMH), HMO	Keine	Moor; Höchster HT: HMO	NN <300: n.s.; <600: n.s.
---------------------------	--	---	-------------------------	-------	---------------------------	------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert im Kiefern-Kontext, der auf Brandstandorte lautet, ist sehr gering; in der ISA wird nur ein Trendwert erreicht. Angesichts der in der Literatur beschriebenen Habitate und der überwiegend sporadischen Verbreitung erscheint denkbar, dass die Art „strukturell pyrophil“ ist, d.h. Waldstrukturen (und Standortsbedingungen) bevorzugt, wie Brandflächen (einschließlich Kahlschlag mit Abbrand der Erntereste) sie erzeugen. Von mehreren *Harpalus*-Arten Nordamerikas ist ein eine ähnliches Phänomen bekannt (Holliday 1991, Buddle et al. 2006, Lindroth 1961-69, vgl. Müller-Kroehling et al. 2014b).

Carabus arvensis (vgl. auch beim Fichtenwald, beim Eichenwald und bei den Mooren) besiedelt laut Literatur neben verschiedenen Offenbiotopen (u.a. Heiden, v.a. im nördlichen Mitteleuropa) auch (v.a. lichte, und saure) Wälder (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). In Teilen des Areals werden auch andere Waldtypen besiedelt, und wahrscheinlich spielt dabei eine Kombination aus regionaler Stenökologie und vorkommenden Unterarten bzw. Mischformen derselben eine Rolle.

Lindroth (1986) und Marggi (1992) erwähnen speziell auch lichte Kiefernwälder als Lebensraum. Lindroth (1949) zufolge besiedelt die Art in Nordeuropa neben Heiden und ähnlichen Habitats auch „Kiefernheiden“, ist in Mitteleuropa aber ein „echtes Waldtier“, das „besonders an Kieferwald“ gebunden ist. Arndt (1989) stellt auf trockene Waldgebiete ab, und dass die Art „Waldränder, Lichtungen und Kahlschläge“ bevorzugt. Gersdorf (1937) zufolge beherrschte sie in lichten Flechten-Kiefernwäldern „fast allein das Feld“ unter den großen *Carabus*-Arten. Nüssler & Grämer (1966) geben für Ostachsen an, die Art komme im Hügel- und Bergland „an und in Wäldern, jedoch auch auf Feldern, Wiesen und im Heideland vor.“ Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist die Art xerotherm und silvicol.

In der Senne kommt sie auf den Gehölz-Sukzessionsflächen und mit relativ höchster Abundanz im Kiefern-Altbestand vor, in *Calluna*-Heide und im *Betulo-Quercetum* hingegen nur in Einzeltieren (Heitjohann 1974). Aus der Döberitzer Heide melden Beier & Korge (2001) sie nicht. In der Ueckermünder Heide wurde sie v.a. in *Calluna*-Heiden beobachtet, ist aber Stegemann (2002) zufolge möglicherweise in den Kiefernheiden nur untererfasst.

In der Sächsischen Schweiz (Krause 1974) sind „Kiefernwald mit *Vaccinium myrtillus* und *Pteridium aquilinum* und mit *Deschampsia flexuosa* verwachsene Fichtenschonung das Vorzugshabitat.“

Im Schönbuch ist es eine der häufigsten Arten der Gattung und u.a. neben Fichtenforsten als präferiertem Habitat auch in Kiefernforsten zu finden (Baehr 1980). Sie trat auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg auf Jurakalk und Rhätsandstein auf, und seltener in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998).

In den von Winter (1980) und Trautner & Riete (2001) untersuchten Waldbränden und Vergleichsflächen fehlt sie, während Kolbe (1981) sie vereinzelt im Übergangsbereich eines Waldbrandes im Rheinland fand, im Kontrollbestand fehlend. Zdziuch (2003) stellte sie auf polnischen Boden- und Stammfeuer-Brandflächen nur im Kontrollbestand fest. Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997).

Szyszko (1983) fand sie in polnischen Flechten-Kiefernwäldern mit 91% Stetigkeit über alle Stadien und etwas stetiger in den älteren Stadien (JD, AD). Auch auf den Sturmwurfflächen und stehenden Vergleichsflächen polnischer Kiefernwälder (Skłodowski & Garbalinska 2007) war sie in höchster Stetigkeit und mit hohen Abundanzen in beiden Varianten vertreten. In einem Düng- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. Auf polnischen Sukzessionsflächen und Anpflanzungen nach Bergbau und auf Asche-Abraum (Schwerk & Szyszko 2008) wurde sie nur im Vergleichsbestand (Kiefer 65-jährig) beobachtet.

In Frankreich tritt die Art „in den Heiden, Mooren und Kiefernwäldern“ auf (du Chatenet 2005). In den Niederlanden kommt sie neben Mooren und trockenen Heiden u.a. auch in trockenen und feuchten Nadelforsten und Eichen-Birken- sowie Eichen-Buchenwald vor (Turin 2000).

<i>Carabus arvensis</i>	KFH/HLH: 180,9342 ($<0,0001$); Kiefer: NDW: 41,9578 ($<0,0001$)	Kiefer: LH>KIE>LITR> KIHN>SSW> TRSS; zusammen: NND>HL> FIKBO>H/F> NDW	NDW, LH, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, SHK, NND, HL, (HLW), HLH, H/F, KFH, BKH, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO, VUG, PMS	S, GR, SR	Fichte, Moor; Höchster HT: KFH/HLH	NN<300: n.s.; <600: 21,3964 ($<0,0001$) (neg.)
-------------------------	--	--	--	-----------	--	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Das Konvolut der Nadelwälder (NDW) weist im Kiefern-Kontext den höchsten χ^2 -Testwert auf. Höchste Affinität zeigt die Art gemäß χ^2 -Tests zu Hochlagen-Kahlflecken. Sie kommt ferner aber auch in Mooren und vereinzelt z.T. auch im Galio-Carpinetum vor. Sand/Grabbarkeit und Säure sind positiv getestet. In der ISA ergibt sich kein positiver Testbezug der Art im Kiefern-Kontext, was an ihren weiteren Vorkommen (v.a. in Hochlagen- und Moorhabitaten) liegen dürfte.

Cymindis vaporariorum ist ein nordisches Kaltzeitrelikt bzw. eine Art mit „eiszeitbedingt zerrissener Verbreitung“ (Heberdey & Meixner 1939, in Franz 1943). Von mehreren Autoren wird neben trockenen Offenbiotopen und Mooren ein Vorkommen in lichten Wäldern beschrieben, speziell auch in lichten Kiefernwäldern (Heberdey & Meixner 1933, Lindroth 1986, Koch 1989, Marggi 1992, Olsson & Lehmdahl 2009). Ermisch & Langer (1932) geben die Art für das sächsische Vogtland „am Boden des Waldes“ an, mit dem Klammerzusatz, sie sei „an Heidekraut gebunden.“ Die Art ist jedoch nicht callunobiont, und der Zusatz daher wohl so zu deuten, dass die von ihr besiedelten Wäldern so licht und verheidet sind, dass dort stets Heidekraut wächst. Müller-Motzfeld (2004) führt sie als xerotherm und als silvicol auf.

Gersdorf (1937) führte sie für Mecklenburg für „Heidewald“, junge Kiefernbestände und für Hochmoore an, anders als *C. humeralis* aber nicht für Heideflächen, sah in ihr aber dennoch eine „von der Heide eingewanderte Art.“ Stegemann (2002) bezeichnet sie als „boreomontane Art“ und kennt in der Ueckerländer Heide (und Umgebung) Mecklenburgs nur einen Fund, in einer Kiefernheide. In der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) fehlt sie. In der Senne trat sie nur in einer *Calluna*-Heide (mit regelmäßigem Brandgeschehen) auf, und hier abundant, und fehlte in den Wald- und Sukzessionstypen, dem vegetationsfreien Sand (Heitjohann 1974) und den Sandäckern (Kaiser 2007).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Die Art ist flügeldimorph, wurde aber nur äußerst selten fliegend beobachtet und ist daher möglicherweise zumindest regional vollständig flugunfähig (Turin 2000), auch wenn De Vries (1996a) sie für die Niederlande als „Art hohen Dispersionspotenzials“ einstuft.

In Westschweden kommt sie „in ganz offenen *Calluna*-Heiden, sonst in Skandinavien meist in Kiefernheiden“ vor, was auch für Mitteleuropa gelte. „Mäßige Beschattung von licht stehenden Kiefern wird gern vertragen“ (Lindroth 1949). Meist werden kiesig-sandige Moränenstandorte, „seltener auch trockene Torferde“ besiedelt (Lindroth 1949). Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitaten Südnorwegens in offenen Heiden, ebenso wie im Birken- und Kiefernwald. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie den Teilflächen mit selektivem Einschlag und belassenem Bestand auf, nicht hingegen dem Kahlschlag oder der Kontrollfläche. Neben Heiden kommt die Art in Skandinavien also in lichten (v.a. Kiefern)wäldern, sowie in Mooren vor. In Großbritannien ist sie nördlich verbreitet und kommt (neben den überwiegenden Vorkommen in Moorgebieten) „in Gegenden höherer Niederschläge auch auf sandigeren Böden vor“ (Luff 1998).

In Polen lebt sie ebenfalls neben Torf auf nicht zu feuchten Sand/Kies-Böden, sowohl in ganz offenen als auch in lichten Kiefernwäldern (Burakowski et al. 1973/74). In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) erreicht sie eine Stetigkeit über alle Altersphasen von 28%, tritt also fast in jeder dritten Fläche auf. Starke Auflichtung durch ein Sturmereignis änderte an dem sporadischen, aber regelmäßigen Auftreten in Form von Einzeltieren nichts (Sklodowski & Garbalinska 2007). In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat die Art mit

hoher Stetigkeit, aber überwiegend geringer Abundanz in fast allen Varianten auf, mit höchster Abundanz in einer der versauernd behandelten.

Im Hochgebirge der Alpen kommt sie wie außerhalb desselben u.a. in Mooren vor (sh. dort), ferner xerophil in Zwergstrauch- und Grasheiden der alpinen Stufe (Lang 1975), sowie heliophil auf Rohböden und in Pioniervegetation (in den Hohen Tauern/Zentralalpen, Franz 1943). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-arvicol, petrophil“ ein. Im steierischen Ennsgebiet beschreibt Moosbrugger (1932) das Habitat als „hochalpin.“ Auch die Funde aus dem westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) liegen alle alpin (oberhalb 1900 m NN). De Zordo (1979a) charakterisiert sie als „Begleitart der Zönose der reiferen Gletschervorfelder mit zunehmendem Bewuchs und reichlich Geröllauflage (Janetschek 1949).“ In der Schweiz kommt sie „in den Alpen nur oberhalb der Waldgrenze im Magerrasen der Grasheidenstufe unter Steinen vor“ (Marggi 1992), fast alle Funde liegen alpin oder zumindest subalpin, montane Nachweise fehlen fast völlig (Luka et al. 2009). In Frankreich ist die Art der Karte in du Chatenet (2005) zufolge auf gebirgige Landesteile beschränkt.

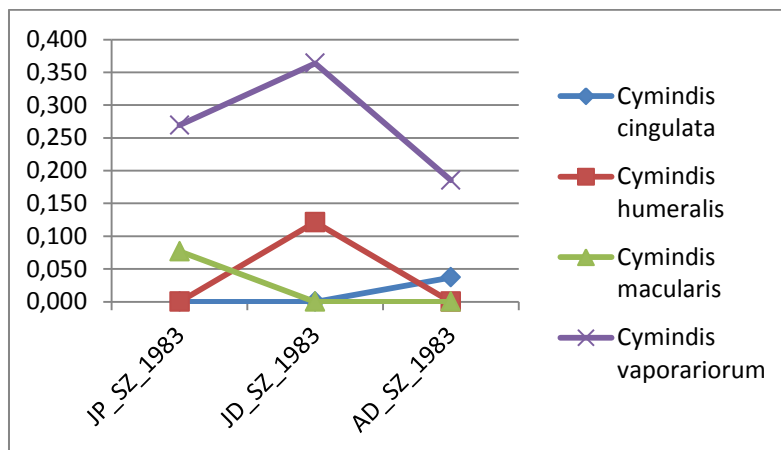


Abb. A.4.5.: Stetigkeitswerte der *Cymindis*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, ungefähren Nutzungsarten zugeordnet (errechnet aus Daten in Szysko 1983).

Die Stetigkeit der *Cymindis*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) gibt Aufschluss über den Waldbezug der Arten dieser Gattung dort (Abb. A.4.5.) Während der in Bayern nicht vorkommende *Cymindis cingulata* vorwiegend eine Waldart ist und erst in älteren Beständen auftritt, zeigen *C. vaporariorum* und *C. humeralis* einen Stetigkeitsgipfel in mittelalten Beständen. *C. macularis* tritt nur in Jungbeständen auf. Gersdorf (1937) führte für Mecklenburg für „Heidewald“ und junge Kiefernbestände *C. vaporariorum* an, nicht aber *C. humeralis*. *C. macularis* wird auch für Kiefern-Jungbestände genannt, was in Übereinstimmung mit den Angaben aus Szysko (1983) ist.

Aus Oberfranken führt Hofmann (2001) zwei Fundorte von *C. vaporariorum* auf, davon einer bei Münchberg „Eisenbühl, unter Kiefernrinde.“

<i>Cymindis vaporariorum</i>	HMH: 123,9795; Kiefer: NDW: 12,4707 (0,0004)	Kiefer: CPI; zusammen: HMA>OM> MHF>OMBR>O RG	NDW, FH, CPI, ORG, OMBR, OM, HMA, MHF, MHF, PMS	S, F	Moor; Höchster HT: MHF	NN<300: n.s.; <600: 4,1196 (0,0424); <8°: n.s.
------------------------------	--	--	---	------	---------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Im Kontext der Kiefernwälder ist der höchste erreichte Chi²-Testwert der für das Konvolut der Nadelwälder (NDW), gefolgt vom CPI. Der höchste insgesamt erreichte Wert lautet auf Hochmoor-Heiden (sh. im Abschnitt Moore). Die Art kann in Mitteleuropa außerhalb der Alpen als Kaltzeitrelikt in jedem Fall als Zeiger der Ursprünglichkeit und der Habitattradition eines Lebensraumes (wie z.B. eines Flechten-Kiefernwaldes) gelten, auch wenn sie verschiedene Habitate besiedelt.

A.5.5.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Die Literatur legt für viele dieser Arten den Schluss nahe, dass offene Sandhabitats oder -kalkstandorte präferiert werden, doch kann angesichts der Seltenheit der Nachweise (im Datenbestand, aber auch insgesamt) ebenfalls nicht ausgeschlossen werden, dass ein regionaler Bezug zu bestimmten Waldtypen, Waldentwicklungsphasen oder Übergangsbereichen besteht.

Arten mit möglichem Bezug zu Sand-Kiefernwäldern

Harpalus servus ist eine psammophile (Koch 1989, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2004) und xerotherme (Müller-Motzfeld 2004, Irmeler & Gürlich 2004) Art. Neben Dünen, sandigen Heiden, Sandfluren, Silbergrasfluren, lückigen, sandigen Ruderalfluren und Sandacker-Brachen (Koch 1989, GAC 2009, Lindroth 1986, Gersdorf 1937, Irmeler & Gürlich 2004) und allgemein trockenen, unbeschatteten Habitats (Hurka 1996) werden von manchen Autoren auch Lichtungen (Koch 1989, Gersdorf 1937 für Mecklenburg) und Kiefernheiden (Koch 1989, nicht aber Gersdorf 1937) genannt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in Sandtrockenrasen, ohne Nennung weiterer Habitats. Im atlantischen, über zahlreiche Sandstandorte verfügenden Schleswig-Holstein ist sie ausgeprägt xerothermophil und selten (Irmeler & Gürlich 2004). Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

In der Döberitzer Heide ist die Art häufig und eine „Charakterart der Silbergrasfluren“, auch ruderalisierter (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) kommt sie abundant auf Binnendünen vor. In Westfalen ist die Art verschollen (Kaiser 2004), aus der Senne fehlen Nachweise (Heitjohann 1974, Renner 2011).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) kommt sie nur in den Jungbeständen vor, hier mit hoher Stetigkeit (39%). Auch in den Niederlanden werden (neben verschiedenen Dünen-Habitats) auch junge Nadelbaum-Flächen (und weniger auch ältere) besiedelt (Turin 2000).

Horion (1941) nennt nur Fundorte in Nordbayern, Lorenz (2014) Fundpunkt aus Nordwestbayern und dem Donau-Raum. In der Datenbank liegen nur zwei Fundpunkte vor, u.a. aus einem Sandheide—Kiefernwald-Mosaik und einem militärischen Übungsplatz.

Harpalus xanthopus winkleri benötigt halbschattige Lebensräume (Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986, GAC 2009), auf kiesigem oder sandigem Standort, mit Beimengung von Lehm/Ton (Lindroth 1986, Turin 2000). Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist diese Art xerotherm und silvicol. Ludewig (1998) hält sie für „offensichtlich psammophil.“ In Mitteleuropa besiedelt die Art u.a. Misch- und Nadelwälder (Turin 2000). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit weiterem Hauptvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten und Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. Speziell Kiefernheiden als Lebensraum erwähnt Koch (1989). In Schleswig-Holstein kommt die Art in wärmegeprägten Wäldern vor (Irmeler & Gürlich 2004). In Holland wurde sie u.a. in Dünenwald und -gebüsch gefunden (Turin et al. 1991, Turin 2000).

Gospodar (1981) fand sie in Berlin v.a. auf Ruderalflächen mit Baumbestand, weniger im „Kiefern-Eichen-Forst“ und nur vereinzelt auf Ruderalflächen ohne Baumbestand. Barndt (1976) beobachtete auf der Berliner Pfaueninsel das Vorkommen in einem Pino-Quercetum, auf einem mit Nadelstreu durch Fichtenbeimischung angereicherten Standort. Auch Rink (1991) stellte die Art in einem Berliner Pino-Quercetum (geschlossener Eichen-Hainbuchen-Bestand mit Kiefern-Überhälfen) fest. Lorenz (1999) fand sie in einem Kiefern-Eichen-Mischwald Sachsens.

Beier & Korge (2001) beschreiben das Habitat als „mesophile Laubwälder“ und fanden die Art in der Döberitzer Heide nur in alten Laubwäldern. Aus der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) fehlen Nachweise. In der Senne wurde sie ebenfalls bisher offenbar nicht nachgewiesen (Heitjohann 1974, Kaiser 2007, Renner 2011).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Die Art ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Bonn (2000) fand sie in zwei der vier untersuchten Elb-Auwälder. Platen (1989, 1991) wies sie in Berliner Mooren in je einer Probestelle des Birken- und des Schwarzerlen-Bruchwaldes nach.

Im Nordteil des Areals „fordert sie einige Beschattung durch licht stehende Laubbäume (oft *Betula*)“, Sträucher oder hochwüchsige Krautvegetation (Lindroth 1949), und kommt v.a. in Laubwäldern (besonders Birkenwäldern) bzw. „offenen Laubwäldern“ vor (Olsson & Lehmdahl 2009). Da sie weniger stark an Wald gebunden ist als *H. laevipes*, kommt sie auch auf Kahlschlägen und an Waldrändern sowie auch auf offenen Habitaten vor (Lindroth 1949).

In den von Szyszko (1983) untersuchten polnischen Flechten-Kiefernwäldern trat sie mit geringer Stetigkeit (knapp 4%) in Altbeständen auf. Auf polnischen Sukzessionsflächen und Anpflanzungen nach Bergbau und auf Asche-Abraum trat sie in einer ca. 20jährigen Kiefernanzucht auf Asche auf (Schwerk & Szyszko 2008).

In den Wäldern der Waldsteppenzone fanden Arnoldi & Ghilarov (1963) die Art im Steppenwald, nicht jedoch in der offenen Steppe und auf Waldwiese.

Kopf (2008) meldet sie aus einem Gebiet in den Alpen neben Grasheiden von einer Nadelwaldlichtung und von einem „Forstwegrand.“ Für Österreich klassifizieren Mandl & Schönmann (1978) die Art als „arvicol-arenophil“. In den Südalpen wird sie von Brandmayr et al. (2003b) als xerotherm eingestuft.

Im NSG „Staffelberg“ der Nördlichen Frankenalb (ASW 1989) trat sie in einem „lichten Wald“ auf. Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist die Art nicht vertreten, bayerische Funde laut Lorenz (2004) liegen im Alpenraum. Gemessen an der Literatur ist denkbar, dass sie bestimmte, lichte Wälder oder Waldphasen bevorzugt, wie sie möglicherweise auch bestimmte Kiefernwälder darstellen können.

Amara spreta ist eine xerotherme bzw. xerophile Art (Müller-Motzfeld 2004, Koch 1989, Turin 2000), die sandige Trockenhabitats, Sand-Magerrasen, Dünen, sandige Äcker und Ackerbrachen, „Steppe“ und „Ödland“ und spärlich bewachsene und trockene Ruderalhabitats, Sandgruben und Flussufer besiedelt (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009). Die meisten Substrat-Angaben beziehen sich auf Sand, und Müller-Motzfeld (2006a) nennt sie für Mitteleuropa „sogar auf Treibsand“ vorkommend und „überall, wo reine, schwach bewachsene Sandböden zu finden sind“ vorkommend. Marggi (1992) nennt für die Schweiz speziell „mageren Sandboden“ als Substrat; Luka et al. (2009) klassifizieren sie für dieses Land als Art der Pioniervegetation und Ruderalstandorte. Hurka (1996) bezeichnet sie als psammophil. Müller-Motzfeld (2004) listet sie hingegen nicht als psammophil, und Koch (1989) nennt „sandig-schlammige“ Flussufer (Burmeister 1939: „sandige, schlammige“ Ufer) als Lebensraum, Burmeister (1939) auch Lehmgruben, Irmeler & Gürlich (2004) auch „etwas weniger sandige und trockene Habitats“, wenn auch hier weniger häufig. Burmeister (1939) führt auch „lichte Wälder“ auf, und nach Koch (1989) kommt sie auch in „sandigen Kiefernwäldern“ vor. Gersdorf (1937) listete sie auch für Kiefern-Heidewälder sowie Kiefern-Lichtungen und -Kulturen.

In den Niederlanden ist sie neben Hauptvorkommen in offenen Sand-Habitats der Kulturlandschaft und der Dünen, weniger auf Heiden, sowie auch in Wäldern regelmäßig gefunden worden, am relativ stärksten in Eichen-Hainbuchenwald (Turin 2000). In Skandinavien ist sie „fast auf Wanderdünen der Küste beschränkt“ (Lindroth 1986).

In der Ueckermünder Heide ist sie verbreitet (Stegemann 2002), in der Döberitzer Heide ebenfalls, aber meist nicht abundant, und u.a. „in der gesamten Großen Wüste“ und einer *Calluna*-Heide gefunden worden (Beier & Korge 2001). In der Senne trat sie in den Heide- und Waldgebieten (Heitjohann 1974) nur als Einzeltier in offenem Sand auf, stetig und z.T. sehr abundant hingegen auf Sandäckern (Kaiser 2007).

Gruttke (1989) fand sie auf einer sandigen Brache in Berlin, Gospodar (1981) abundant auf einer unbewaldeten Sukzessionsfläche einer ehemaligen Kiesgrube und in Einzeltieren in jungen Sukzessionswäldern der Ruderalstandorte. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Kiefernwäldern kommt sie mit 12% Stetigkeit in den jungen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) vor, vereinzelt in Düng- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) und nicht in Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007).

Im Datenbestand liegt nur ein Fundort in einem DPI vor. In Bayern ist die Art v.a. auf nordbayerische Sandgebiete und das Maintal beschränkt (Horion 1941, Lorenz 2014) und nach Horion (1941) in Süddeutschland „ausgesprochen selten.“ Die Literatur aus dem nördlichen Mitteleuropa legt eher eine Bevorzugung offener Sandstandorte nahe, aber im Sinne regionaler Stenökie ist angesichts der seltenen Funde auch ein Bezug zu bestimmten Waldhabitaten denkbar.

Amara kulti ist eine thermophile, südwesteuropäisch verbreitete (Schäfer 2004b), sich aktuell ausbreitende (Schäfer & Hannig 2002) Art der Wärmestellen, Wiesen, Weinberge und des Brachlandes (Müller-Motzfeld 2006a), die ferner auch an Flussufern, möglicherweise speziell „sandigen bis lehmigen, sonnenexponierten Ufern“ (Marggi 1992) vorkommen kann. Müller-Motzfeld (2004) führt die Art nicht in seiner Liste thermo-, xero- und psammophiler Arten auf. Die Art kommt nach GAC (2009) auf Äckern und Grünland-Flächen vor, in manchen Teilregionen auch auf kurzlebigen Ruderalfluren oder sandigen Trockenhabitaten. Koch (1989) führt auch Heide auf. Hurka (1996) konnte für Tschechien und Slowakei noch keine Angaben zum Habitat machen, da Nachweise der Art dort (bislang) fehlten. In Nordrhein-Westfalen tritt die Art thermophil, aber nicht xerophil auf Sukzessionsflächen von Sandabgrabungen sowie auf lückigen Sand(trocken)rasen und Sandheiden auf (Schäfer & Hannig 2002), die eine lückige Vegetation mit hohen Anteilen von Gräsern (v.a. *Holcus lanatus*) aufweisen und weitgehend unbeschattet sind, einschließlich „Kiefernwaldsäumen“ (Schäfer 2004b). In den Niederlanden wurde sie auf trockenen Flecken auf feuchtem Moorboden und in ruderaler Vegetation beobachtet und als „mäßig hygrophil“ und heliophil eingeschätzt (Turin 2000). Die Überwinterung erfolgt zumindest teilweise in Wäldern (Van Huizen 1977 in Turin 2000).

Aus der Senne (Renner 2011, Kaiser 2007), der Döberitzer (Beier & Korge 2001) und Ueckermünder Heide (Stegemann 2002), sowie nach Gersdorf (1937) in Mecklenburg fehlen Nachweise. Auf einer Brandfläche im Odenwald Baden-Württembergs (Trautner & Rietze 2001) trat die Art sehr stetig auf, im Vergleichsbestand vollständig fehlend. In anderen Arbeiten aus Waldbränden (Winter 1980, Kolbe 1961) fehlt sie hingegen, ebenso auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998). In Nordrhein-Westfalen (Schäfer & Hannig 2002) wurde sie mehrfach auf militärischen und ehemaligen militärischen Übungsplätzen nachgewiesen, was jedoch durch ihre Vorliebe für dort meist vorherrschenden Sandstandorte erklärt werden kann.

Auf den von Gospodar (1981) und Gruttke (1989) untersuchten Berliner Ruderal-Ökosystemen fehlte sie. In den von Trost (2001) untersuchten Trockenwäldern- und gebüschigen Sachsen-Anhalts kam sie ebenfalls nicht vor.

Sprick et al. (2012) untersuchten das Vorkommen auf einer Sandmagerrasen-Fragment- bzw. Entwicklungsfläche in Sachsen-Anhalt, wo die Art in allen untersuchten Varianten stetig und abundant auftrat. In den von Gerisch & Schanowski (2009a) bearbeiteten Elbauen Sachsen-Anhalts trat sie nicht auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyzsko 1983), Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Düng- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlt sie.

Müller-Motzfeld (2006a) beschreibt die bayerische Verbreitung als „sehr selten im westlichen Bayern“.

Harpalus pumilus ist eine xerophile Offenland-Art, die Habitats wie Sandheiden, Dünen, Schlagfluren, Sandäcker oder vegetationsarmes Ödland und Brachen besiedelt (Hurka 1996, Lindroth 1986, Marggi 1992, Müller-Motzfeld 2004, GAC 2009). Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist sie psammophil, kommt nach Lindroth (1986) aber u.a. auch auf Kiesstandorten vor. Auch Kaiser (2004) stuft die Art für Westfalen als psammophil ein, sie besiedelt hier „Heide, Acker und Kiefernwälder auf Sand.“ Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Sandtrockenrasen, mit weniger bedeutsamen Vorkommen in Quecken- und ausdauernden Ruderalfluren. Gospodar (1981) fand sie in einem Ruderalkomplex Berlins auch auf Lichtungen, in Gebüschhabitaten und Anpflanzungen. In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie am abundantesten und stetigsten auf Dünen vor, aber auch in Wäldern, hier in Eichen-Birken-Wald, älteren, feuchteren [frischeren?] Nadelforsten, sowie auch Dünenwäldern und -gestrüpp.

Einige Quellen erwähnen Vorkommen in Habitaten mit Gehölzen, wie z.B. Gebüschsukzession (Turin 2000). Kaiser (2004) nennt als eines der Habitats in Westfalen „Kiefernwälder auf Sand“. In der Senne fehlt die Art nach Renner (2011), Kaiser (2004) vermerkt aber einen historischen Fund in Paderborn, der möglicherweise diesem Gebiet zuzuordnen ist. In der Döberitzer Heide ist sie xerophil und auf

trockenen Standorten wie der „Großen Wüste“ verbreitet, „meidet“ aber wie *H. picipennis* „vegetationslose- und arme Bereiche.“ In der Ueckermünder Heide ist sie „in trockenen Habitaten mäßig häufig.“

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Szyszko (1983) listet keinen Fund in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, ebenso Sklodowski (1995) und Sklodowski & Garbalinska (2007).

Die Art ist dimorph, zumindest in manchen Populationen aber möglicherweise überwiegend oder vollständig brachypter (Desender et al. 1995 in Kaiser 2004).

<i>Harpalus pumilus</i>	TRWS: 149,4991 (<0,0001)	TRSS> LITR	TRSS, TRWS, LITR	F	-; Höchster HT: -	NN<400: 8,1185 (0,0044)
-------------------------	--------------------------------	------------	---------------------	---	----------------------	----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art liegt nur aus zwei Datensätzen vor, einer davon im Kiefernwald- und einer im Kontext trockener Laubwälder- und -gebüsch. Ihre Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) legt eine Bevorzugung sandiger Standorte nahe, das Vorkommen am Bogenberg indes, dass sie nicht darauf beschränkt ist. Ob daher eher das Konvolut TRSS oder TRWS oder auch SO zutrifft, könnten nur weitere Erhebungen außerhalb des Untersuchungskontextes klären.

Harpalus serripes ist eine xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) bzw. xerothermophile (Marggi 1992), ja in Skandinavien „hitzepräferente“ (Lindroth 1986) Art, die trockene bis sehr trockene, unbeschattete Habitate wie „Steppen“ (Hurka 1996), Dünen, trockene Sand- und Zwergstrauchheiden und Sandäcker (Gersdorf 1937, Burmeister 1939, GAC 2009) besiedelt. Marggi (1992) hält sie für die Schweiz für eine „eurytope Feldart“ sandiger und kiesiger Böden mit kurzrasiger oder lückiger Vegetation, wie beispielsweise Ruderalstellen. Burmeister (1939) nennt „sandige, kalkhaltige Orte der Ebene und im Gebirge“, einschließlich Habitaten „an Wäldern“. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in Sandtrockenrasen, mit weiterem Hauptvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren. Die Art ist phytophag, v.a. an Gräsern einschließlich Getreide (Marggi 1992).

In der Ueckermärker Heide (Stegemann 2002) ist sie häufig, in der Döberitzer Heide als „stenotope Art der Sandtrockenrasen“ aber nur wenig verbreitet, in Silbergrasfluren der „Großen Wüste“ und „ruderalisierter Krautflur“ (Beier & Korge 2002). In der Senne fehlt sie (Renner 2011, Kaiser 2007) und ist in Westfalen überhaupt nur historisch belegt (Kaiser 2004). Kaiser (2004) bezweifelt die Fundmeldung von Lauterbach (1964) aus zwei Waldhabitaten. In den Niederlanden (Turin 2000) wurde sie nur auf sandigem Grasland der Küste gefunden, ähnlich ist es in Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit geringer Stetigkeit (4%) ausschließlich in den Jungbeständen auf. In Galizien (Nordwestspanien) präferiert sie kalkreiche und sandige Standorte mit spärlicher Vegetation (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Der bayerische Verbreitungsschwerpunkt (Lorenz 2014) liegt in Sandgebieten Nordwestbayerns, der einzige Nachweis im Datenbestand in einem dortigen Wald-Offenland-Mosaik. Der Waldbezug scheint der Literatur zufolge sehr wenig ausgeprägt zu sei.

Arten mit möglichem Bezug zu Kiefernwäldern auf Kalk (u.a.)

Molops piceus, wohl in der ***ssp. austriacus*** (vgl. Paill 2003), erreicht höhere Stetigkeiten und Treue-Werte für manche Konvolute wie Schneeheide-Kiefernwälder (SHK). Im Rahmen dieser Arbeit wurde aber mangels durchgehender Unterscheidung (die nicht für beide Geschlechter möglich ist, zumal es Übergangsformen gibt, Kopf 2008) davon abgesehen, den Teil-Datenbestand mit Unterscheidung der

Unterart dieser Art den entsprechenden Testverfahren zu unterziehen. Für die Besprechung der Art wird auf den Abschnitt Eichenwald verwiesen.

Harpalus marginellus ist wegen Verwechslung mit *H. rubripes* (Horion 1941, Wrase & Paill 1998) in den Fundangaben und der Literatur z.T. unterrepräsentiert. Teilweise wurde die Art früher auch als Unterart zu *rubripes* gestellt (Kaiser 2004), so dass alte Angaben zu *rubripes* z.T. auch Vorkommen dieser Art enthalten. Noch Marggi (1992) äußerte gewisse Zweifel an der Artberechtigung, die jedoch spätestens seit Wrase & Paill (1998) ausgeräumt sind.

Es ist ein thermophiler Bewohner mäßig feuchter bis trockener lichter Wälder, Waldpioniergesellschaften, Vorwälder, Waldschläge, Waldsäume und Hecken (Müller-Motzfeld 2006a, Wrase & Paill 1998). Die Art tritt v.a. auf kalkhaltigem Untergrund auf (Kaiser 2004, Wrase & Paill 1998). Koch (1989) bezeichnet sie als „eurytop“ und nennt als Habitate „Flussufer, Wälder, Matten.“ GAC (2009) macht für die Art keine Angaben zu den besiedelten Habitaten. Hurka (1996) beschreibt sie für Tschechien und Slowakei als „sehr selten und lokal“ in „teilweise oder ganz schattigen Habitaten wie Wäldern, Waldrändern und Lichtungen“ vom Flach- bis zum Hügelland vorkommend. Luka et al. (2009) führen die Art als „stenotop“ und bezüglich der Feuchtigkeitsansprüche „mesophil“, mit Lebensraum-Präferenz für „Pioniervegetation“ bzw. „Brachen“. Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

Aus den Heidegebieten der Senne, Döberitzer und Ueckermünder Heide (Renner 2011, Beier & Korge 2001, Stegemann 2002) fehlen Nachweise. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Sie ist brachypter und daher nicht flugfähig (Wrase & Paill 1998, Kaiser 2004).

Kaiser (2004) korrigiert historische Fundmeldungen aus Westfalen (u.a. Westhoff 1881, Barner 1954). Aus den Niederlanden liegen ebenfalls keine Nachweise vor (Turin 2000), wohl aber aus dem Rheinland (Horion 1941, Wrase & Paill 1998 mit einem Nachweis bei Bonn).

Die Art wird z.T. als montan charakterisiert (Marggi 1992), bzw. mit einem solchen Verbreitungsschwerpunkt (Müller-Motzfeld 2006a). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) sie als „montansilvicol-arvicol, hochalpin steppicol“ ein. Franz (1970) führt mehrere Funde aus den Alpen, aber auch einen vom Neusiedler See an. Pentermann (1988a) fand die Art in Kärnten im Fichten-Kiefern-Nadelforst, im Erlenbruchwald, und in höherer Abundanz im Kahlschlag nach Fichte/Kiefer. Geiser (2001) nennt aus Salzburg nur einen historischen Fund. Burmeister (1939) erwähnte nur Funde „in Gebirgswäldern und hochalpin (bis 2000 m)“, da er solche außerhalb der Alpen für Fehlbestimmungen hielt. Paill et al. (2012) stellten sie in einer montanen Lawinenrinne im Nationalpark „Gesäuse“ fest, in deren unbestockten und im „halboffenen“ Teil. Die Karte bei Luka et al. (2009) zeigt Fundpunkte ausschließlich in den zentralen und v.a. südlichen Alpen-Teilen der Schweiz, viele hiervon jedoch alt. In der Schweiz hat die Art einen subalpinen Verbreitungsschwerpunkt (mit weniger Vorkommen montan und noch weniger alpin, keine collin) (Luka et al. 2009). Apfelbeck (1904) führt sie für Bosnien als vor allem in der alpinen Region verbreitet an.

In polnischen Kiefernwäldern (Szyszko 1983, Sklodowski 1995, Sklodowski & Garbalinska 2007) fehlen Nachweise der Art.

Die Art wurde in Deutschland insgesamt selten nachgewiesen (Horion 1941) und von Trautner et al. (2014) ein tatsächliches Vorkommen als fraglich dargestellt. Ihr Vorkommen bedürfte auch angesichts der weltweit geringen, „mitteleuropäisch-dinarischen“ Verbreitung (Müller-Motzfeld 2006a) der näheren Untersuchung. Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist die Art nicht vertreten. Hofmann et al. (2001) ziehen sämtliche Funde in ihrer Zusammenstellung nach Überprüfung ein. Fundangaben für Bayern (Lorenz 2014) stammen aus der Frankenalb, dem Main-Gebiet und den Alpen, so dass die Art offenbar Kalkgebiete bevorzugt. Denkbar erscheint ein Bezug zu Schneeheide- bzw. „Steppen-Kiefernwäldern“, d.h. halbnatürlichem Kiefernwald auf Kalkstandorten.

Harpalus luteicornis wird auch beim Auwald behandelt. Die Art gilt in der Literatur überwiegend als eine sandiger und feinkiesiger Standorte (Marggi 1992, Irmiler & Gürlich 2004), häufig solcher in Auen (Marggi 1992). Sie wird z.T. als xerophil (Hurka 1996, Koch 1989) oder thermophil (Irmiler & Gürlich 2004) eingestuft, z.T. aber auch als „moderat feuchte“ Flächen besiedelnd (Hurka 1996), hydrologisch „mesophil“ (Luka et al. 2009) bzw. „an etwas feuchteren Orten“ vorkommende Art (Burmeister 1939). Müller-Motzfeld (2004) führt die Art weder als psammo-, noch als xero- oder thermophil. GAC (2009)

verschlüsselt „planares Grünland“ und in manchen Regionen auch mesophile Wälder sowie Vorwälder/lichte Wälder. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerepunktorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, und ferner als Nebenvorkommen in Ackerunkrautfluren. Burmeister (1939) nennt „auf Waldlichtungen, auf Wiesen“ als Lebensräume. Neben Habitaten in Auen wie sandigen oder feinkiesigen Ufern (Marggi 1992) und unbewaldeten, wärmegetönten Habitaten wie „Wärmehängen, Weinbergen, Heiden und Sandgruben“ (Koch 1989) werden auch lichte Wälder (Hurka 1996) bzw. speziell lichte Laubwälder (Lindroth 1986, Irmeler & Gürlich 2004) bzw. „feuchte Waldlichtungen“ (Burmeister 1939, Koch 1989) genannt.

Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. In der Schweiz kommt sie fast ausschließlich collin vor, für den Lebensraum-Kategorie „Pioniervegetation“ wie „Brachen/Ufer ohne Vegetation“ präferent (Luka et al. 2009). Lindroth (1986) nennt für Skandinavien „lichte Laubwälder“ als vermutliches Vorzugshabitat der Art. Die wenigen Nachweise in den Niederlanden (Turin 2000) konzentrieren sich auf Dünenwälder und Dünengebüsche der Küste. Ghilarov (1961) fand sie in der russischen Steppenzzone nur in den künstlichen Gehölzen, nicht der offenen Steppe oder den natürlichen Gehölzbiotopen der Schluchten.

In der Döberitzer Heide bevorzugt die Art „trockene Vorwälder und Ruderalfluren“, und wurde u.a. in eine Vorwaldbereich der „Großen Wüste“ gefangen, aber auch auf einer Wiese am Rand eines Feuchtgebietes (Beier & Korge 2001). Stegemann (2002) führt sie aus der Ueckermünder Heide mit einem, seines Erachtens überprüfungsnotwendigen, historischen Fund auf, „vereinzelt im Kiefernwald.“ Aus Mecklenburg nennt Gersdorf (1973) nur einen Fund im Winterquartier, unter losen Holzteilen eine Brücke. Aus Westfalen gibt es nur wenige belegte Funde, v.a. von Sandäckern, die auch im Kontext von Auen stehen (Kaiser 2004); aus der Senne fehlen Nachweise (Kaiser 2007, Renner 2011). In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie im Randbereich eines montanen Hasel-Niederwaldes auf.

Die Art ist flugfähig (Kaiser 2004). Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In Bayern hat die Art einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den Sandgebieten der Flusstäler des unteren Mains und der Rezat-Regnitz-Senke und vereinzelt der Donau (Lorenz 2014). Im Datenbestand fehlen Nachweise im Kontext der Kiefernwälder und offenen Sandhabitats.

Amara montivaga ist eine kalkpräferente, aber nicht an Kalk gebundene Art (Turin 2000). Besiedelt werden Kies- und Sandstandorte, u.a. auch solche mit „reicher Krautvegetation“ (Lindroth 1986), z.B. in Kiesgruben (Marggi 1992, Turin 2000). Habitats liegen nach Hurka (1996) auch auf Wiesen und Äckern, nach GAC (2009) in manchen Regionen auch auf Kalktrockenrasen und Magerrasen, nach Burmeister (1939) ferner auf „Weiden und Wiesen.“ Sie wird als „ausgeprägt synanthrop“ beschrieben (Lindroth 1986, Marggi 1992). Müller-Motzfeld (2006a) führt neben „sonnigen Kiesböden“, auch „steinige montane bis subalpine Wiesen, auch mit dichtem Bewuchs“ auf. Ferner kommt sie nach Müller-Motzfeld (2006a) nicht nur auf Kies- und Sandstandorten, sondern „seltener auch auf feinkörnigen dichten Böden“ vor, „aber bevorzugt an Wärmestellen, also v.a. thermophil, was auch der Einstufung von Müller-Motzfeld (2004) und Turin (2000), entspricht, letzterer als xerothermophil. Koch (1989) bezeichnet sie als xerophil. In den Niederlanden wurde sie auf Ruderalstandorten und Kalkgrasland gefunden (Turin 2000). Koch (1989) nennt „sandige und steinige Flussauen und Wiesen, trockene Felldraine“, speziell für Hessen auch Trockenhänge und Weinberge. Koch (1989) erwähnt auch Waldränder als Lebensraum, Burmeister (1939) auch „in Wäldern und Schonungen.“

Horion (1941), Müller-Motzfeld (2006a) und Turin (2000) beschreiben sie als v.a. montan verbreitet, und von den Mittelgebirgen aus auch (u.a. über Verdriftung) in das Umland ausstrahlend (Horion 1941), sonst im Flachland „sehr selten“. Sie ist flugfähig (Turin 2000).

In der Ueckermünder wie der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001, Stegemann 2002) und in der Senne (Renner 2011, Kaiser 2007) fehlt sie. Gersdorf (1937) führte sie nicht auf. Auch Gospodar (1981) und Gruttke (1989) fanden sie in den von ihnen untersuchten Berliner Ruderalgebieten nicht. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983), Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlt sie ebenfalls.

In Bayern ist die Art verbreitet (Lorenz 2014). Auf der Münchner Schotterebene liegen Nachweise in alten Haiden (Schmöger 1995, Sieren 1998) und Waldverpflanzungen infolge Straßenbaus (Lang & Fischer-Leipold 2003). Im Datenbestand liegt nur ein Fund im Kiefernforst auf Jurakalk Nordbayerns vor.

Cymindis angularis ist eine eher östlich verbreitete Art, die in den Niederlanden (Turin 2000) fehlt. Koch (1989) stuft sie als xerophil ein, „trockene, sonnige Sand-, Kies- und Kalkböden“ auf „Dünen, Sandhängen, sandig-kiesigen Ufern, Kalktriften, Trocken- und Halbtrockenrasen und an trockenen Waldrändern“ besiedelnd. Müller-Motzfeld (2004) listet sie als xerotherm. Nach Burmeister (1939) kommt sie von der Ebene bis in das Gebirge (bis 2000 m) vor, „in und an Wäldern, auf Feldern“, sowie an der Küste, und u.a. in Reisig und „zwischen Graswurzeln auf Sandboden“. GAC (2009) führt für manche Regionen trockenes Offenland, für andere speziell kalkreiche (Halb)trockenrasen auf. Aus Schleswig-Holstein ist sie nur von sehr wenigen Fundpunkten bekannt und wird als Art der Sandmagerrasen eingestuft (Irmiler & Gürlich 2003). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen und in ausdauernden Ruderalfluren. Nach Baumann & Hoffmann (1996, in Amler et al. 1999) „zeigt sie eine deutliche Präferenz für Flächen mit relativ dichtem Thymo-Festucetum mit Beständen von *Agrostis* [...]“. Sie ist Marggi (1992) zufolge kalkpräferent, aber nicht daran gebunden, und wurde „in Mitteleuropa vorwiegend auf Sand beobachtet.“

Hurka (1996) nennt „trockene, unbeschattete Habitate, Steppe, Felder und offene Flächen in Wäldern“. Aus der Schweiz sind nur alte Funde bekannt (Luka et al. 2009), sie wird hier als Art mit Präferenz für „Trockenrasen und Magerwiesen“ eingeschätzt. In Skandinavien ist sie „weniger thermophil als *C. humeralis* und lebt in trockenem, sonnenexponierten, sandigen oder kiesigen, oft kalkreichem Boden“, v.a. küstennah, u.a. neben grasreichen Habitaten auch in *Calluna*-Heide (Lindroth 1986). Ghilarov (1961) fand sie nur in den Steppengesträuchsluchten der russischen Steppenzzone, nicht der offenen Steppe.

Gersdorf (1937) führte sie für Mecklenburg nicht auf, ebenso Barner (1954) für das nördliche Westfalen. Stegemann (2002) beschreibt sie für die Ueckermünder Heide als „auf den Binnendünen und in den Kiefernheiden weit verbreitet.“ In der Senne (Heitjohann 1974, Kaiser 2004, Renner 2011) fehlt sie. In Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) ist es eine xerophile Art der Sandtrockenrasen und Ruderalfluren, und wurde u.a. im Übungsplatz-Bereich, in der „Großen Wüste“, an deren Rand und in einer *Calluna*-Heide nachgewiesen.

Sie ist nach Hurka 1996) brachypter, Beier & Korge (2001) geben für die Döberitzer Heide aber „geflügelte und ungeflügelte Tiere“ an.

Die Verbreitung in Deutschland (Trautner et al. 2014) hat einen deutlichen Schwerpunkt in der östlichen Landeshälfte, während die meisten bayerischen Fundpunkte eher in der westlichen Hälfte des Bundeslandes liegen. Geiser (1982, in Marggi 1992) bezeichnet sie als „in der Umgebung von Eichstätt nicht minder selten als *C. axillaris*.“ Sie war früher bei München „nicht sehr selten“ (Horion 1941). Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie in den Haiden einschließlich der Wiederherstellungsversuche und Kiesauftragsflächen stetig nachgewiesen, in anderen Habitaten vollständig fehlend. Im Datenbestand ist sie nicht vertreten.

Harpalus flavicornis ist eine pontische Art (Horion 1941), die von Südosteuropa westlich bis zur Schweiz vorkommt (Marggi 1992). Deutschland liegt am nordwestlichen Arealrand, viele der historischen Funde werden angezweifelt (Horion 1941) und das Vorkommen für Deutschland von Trautner et al. (2014) als überhaupt fraglich eingeschätzt.

Die Art ist xerophil (Marggi 1992) bzw. xerotherm (Müller-Motzfeld 2004). Mandl & Schönmann (1978) zufolge ist sie „arenophil-praticol“. Hurka (1996) beschreibt das Habitat als „unbewaldete Steppe“, Müller-Motzfeld (2006a) ebenfalls als „trocken und steppenartig.“ Koch (1989) zählt Dünen, sandige Flussufer, Dämme und „trockene Hutweiden“ als Lebensräume auf.

In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002), Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) und Senne (Renner 2011, Kaiser 2007), wie überhaupt in Westfalen (Kaiser 2004) und den Niederlanden (Turin 2000) fehlt die Art. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Im Datenbestand tritt die Art nicht auf, der einzige historische bayerische Fundort bei Lorenz (2014) findet sich am Rand des Donautals.

Arboricole Arten mit Bezug zur Kiefer

Dromius schneideri ist eine streng arboricole Art. Die Art besitzt eine mittel- bis nordosteuropäische und in groben Zügen mit dem natürlichen Verbreitungsareal der Waldkiefer in Mitteleuropa übereinstimmende Verbreitung (dargestellt in Turin 2000). Stegemann (2002) beschreibt sie als kontinental verbreitete Art. (Wald)kiefern werden für ihre arboricole Lebensweise als Aufenthalts- und Überwinterungsbaum bevorzugt (Marggi 1992, Turin 2000), wenn sie auch schon auf anderen Nadelbäumen und seltener Laubbäumen gefunden wurde (Marggi 1992, Turin 2000), und beispielsweise du Chatenet (2005) „Platanen, Weiden, Birken und Nadelbäume“ auflistet. Koch (1989) nennt „Kiefernwälder, Heide und Parks“ als Lebensraum. Marggi (1992) fand die Art deutlich häufiger an solitär als im Waldbestand stehenden Kiefern. Hurka (1996) erwähnt neben trockenen Wäldern auch Alleen und Solitärbäume. Im Kiefern-Eichenwald bei Potsdam war *D. schneideri* neben *D. angustus* die häufigste Art (Simon 2001). In Skandinavien werden „regelmäßig nur Nadelbäume, namentlich Kiefern, seltener Fichten oder Lärchen“ besiedelt; in Mitteleuropa bevorzugt sie die Kiefer noch stärker (Lindroth 1949). Stegemann (2002) stellte bei systematischer Nachsuche unter Kiefernborke eine sehr weite Verbreitung in der Ueckermünder Heide Mecklenburgs fest.

Auf einer sehr großen Waldbrandfläche der Lüneburger Heide trat sie zwei Jahre nach dem Brand auf (Winter 1980), auf den Kontrollflächen wurde sie nicht erfasst. Auf anderen Waldbrandflächen (Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) fehlen Nachweise hingegen. Auch auf den südwestdeutschen Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) wurde sie nicht nachgewiesen. Sie ist flugfähig (Turin 2000).

Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2004) umfasst Sandgebiete Nordwestbayerns (Keupergebiet mit Reichswald, Untermainebene), des Donautals und die Schotterebenen von Lech und Isar, also vorwiegend Vorkommensregionen natürlicher Kiefernwälder. Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist die Art nur einmal in einem Kiefernforst auf Sand des Reichswaldes vertreten, und sicher stark untererfasst.

Für ***Dromius angustus*** als ebenfalls streng arboricole Art gilt in Bezug auf die Erfassung dasselbe wie für *D. schneideri*. Hurka (1996) nennt Wälder und Waldränder, ohne Angaben zum Waldtyp oder der Baumart, ebenso Burmeister (1939). In den meisten Arbeiten wird ein Vorkommen v.a. auf Kiefern erwähnt (Koch 1989, Marggi 1992, Luff 1998), die Art aber meist auch für andere Nadelgehölze wie Lärchen oder auch Laubbäume genannt (Trautner 1984, Marggi 1992, Büngener et al. 1991). Koch (1989) führt „Kiefernwälder, Heide, trockene Fichtenwälder, Mischwälder“ auf, und hier „unter der Rinde von Nadelhölzern“. In Kiefern-Eichenwald bei Potsdam war *D. angustus* neben *D. schneideri* die häufigste Art (Simon 2001). In Rheinhessen-Pfalz ist sie an Kiefer und Fichte, aber auch Laubbäumen gefunden worden, ist dabei aber „vornehmlich in lichten Kiefernbeständen dominant“ (Büngener et al. 1991). In Müssen des Nordschwarzwaldes trat sie in Beständen mit Kiefer und Tanne (Umgebung mit Kiefer) auf (Bense 1993).

Das Verbreitungsareal erstreckt sich über Mittel- und das südliche Nordeuropa bis nach Westeuropa und weist insofern eher (sub)atlantische Anklänge auf. Lindroth (1986) bezeichnet sie für Skandinavien als „fast beschränkt auf Kiefer auf sandigen Böden.“ In den Niederlanden (Turin 2000) wurde sie in Dünenwald, Nadelforst und auf Heideflächen gefunden, in letzteren möglicherweise aufgrund auf der Fläche vorhandener einzelner Bäume. Die Funde aus dem westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) gelangen an *Pinus* und *Picea*. Für Frankreich werden neben Kiefer auch Apfelbäume (*Malus*) und Platanen (*Platanus*) als Fundorte genannt (du Chatenet 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie neben dieser Kiefernart auch an Stieleiche gefunden (Barbaro et al. 2006). In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie unter der Rinde von Eukalyptus, Platane und Apfelbaum nachgewiesen (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Burmeister (1939) und Koch (1989) erwähnen Blütenbesuch.

Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2004) scheint auf Sandgebiete Nordwestbayerns (Keupergebiet mit Reichswald, Untermainebene) beschränkt zu sein. Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand ist die Art nicht vertreten.

Arten der Sandheiden

Einige Laufkäfer-Arten gelten als Charakterarten der *Calluna*-Heiden. Diese unterscheiden sich von Sandmagerrasen durch eine gänzlich andere Beschaffenheit des Oberbodens, mit Zwergstrauch-Filz, Rohhumus-Auflage und oft einem Ortsteinhorizont im oberen Mineralboden. Im Bayern kommt dieser atlantisch getönte Lebensraum nur sekundär und insgesamt sehr selten vor und ist im Datenbestand nicht vorhanden, und die fraglichen Arten sind in Bayern sehr selten bzw. teilweise verschollen. Zum Teil ist ihr Vorkommen auch aus Moorheiden bekannt (vgl. Kapitel Moore).

Carabus nitens trägt in Deutschland den Trivialnamen Heidelaufkäfer. *Calluna*-Heiden werden v.a. von dieser Art in den jüngeren Bestandsphasen besiedelt, überalterte Heiden sind weniger geeignet (Aßmann & Janssen 1998). Die Art nutzt nach Blumenthal (mdl., in Köhler & Stumpf 1992) „den Übergangsbereich zwischen Moor und trockener Heide bzw. Sandboden“ als Lebensraum. Sie wird bei den verschollenen Arten ausführlicher behandelt.

Bembidion nigricorne gilt als Heide-Art (Beier 2000) sowohl auf Sand als auch trockenen wie auch feuchten Moorstandorten (Lindroth 1949), doch stets mit *Calluna* (Luff 1998). Gebert (1994) fand sie in der Lausitz „v.a. an Rändern von Kiefern Schonungen in der Nadelstreu und unter *Calluna vulgaris*.“ Grube & Beier (1998) stellten sie auf einem ehemaligen militärischen Übungsplatz Brandenburgs in der *Calluna*-Heide, aber auch im Vorwald fest.

Peschel (1994) beschreibt sie in einem norddeutschen Moor- und Heidegebiet als „die typischen Moorstandorte bzw. feuchte Bereiche mit Glockenheide bevorzugend, und auf Moorböden beschränkt“, hält sie für tyrphophil und bezeichnet „Moore und anmoorige Heiden“ als Lebensraum. Der Fund durch Barner & Peetz (1933) in einer *Calluna*-Heide der Senne liegt angrenzend an ein Moor. Hejkal (1990) fand sie in einem nordböhmischen Feuchtgebiet auf Torf- und Sand. In den von Szyszko (1983) untersuchten polnischen CPI fehlt sie. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und relativ höchster Abundanz in den versauernd behandelten Varianten auf.

Trautner et al. (2014) stellen für Süddeutschland keine Funde dar (auch historische). Für Bayern gibt bereits Horion (1941) „nur alte Angaben“ an.

Amara infima gilt als Heidebewohner der un- oder teilweise beschatteten *Calluna*-Heiden (Hurka 1996). Imler & Gürlich (2004) fanden die Art in Schleswig-Holstein nur vereinzelt, in Sandtrockenrasen. Sie kam jedoch zumindest in früheren Zeiten und regional teilweise auch „in sandigen Wäldern und Schonungen, in der Heide“ sowie an Ufern und u.a. „unter Nadelstreu“ vor (Burmeister 1939). Sie ist meist brachypter und daher ausbreitungsschwach (Desender 1989, Turin 2000). Zumindest regional wurde sie auch in Heide-Mooren gefunden (Horion & Hoch 1954).

In Oberfranken wurde sie „meist in Kiefernheide“ nachgewiesen (Hofmann et al. 2001). Die meisten bayerischen Fundpunkte liegen in Sandgebieten Nordbayerns und der Donau (Lorenz 2014).

Unter den ***Bradycellus***-Arten, von denen mehrere in Heiden vorkommen können und einige *Calluna*-Samen als Nahrung präferieren oder sogar obligat benötigen (Melber 1983), ist u.a. *B. caucasicus* als Heide-Bewohner zu nennen (Roubal 1934, Marggi 1992). Burmeister (1939) zufolge lebt die Art daneben jedoch auch „in Hochmoor, an sandigen Wäldern (Kiefer)“ und weiteren Lebensräumen und wird bei den offenen Sandlebensräumen (SO) behandelt. Die Art wurde im Datenbestand zweimal nachgewiesen, in Sandheide und Sandgrube. Eine Beschränkung auf Sandstandorte geht aus der Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) nicht hervor.

Weitere *Bradycellus*-Arten, die in Heiden vorkommen können, sind *B. ruficollis* (sh. bei den Mooren), *B. harpalinus* (der u.a. auch auf sauren Fichtenforst-Kahlschlägen abundant auftreten kann, Huber & Baumgarten 2005) und *B. verbasci* (sh. bei den Waldbrandflächen).

In Bayern ausgestorbene/verschollene Arten

Brandhabitats

Pyrobionte Arten wie *Sericoda quadripunctata* und *S. bogemanni* konnten nicht nachgewiesen werden und sind in ganz Bayern aktuell verschollen. Für diese Arten fehlt es in Bayern (und überhaupt weiten Teilen Mitteleuropas) an ausreichend großen und regelmäßigen Waldbränden, selbst auf militärischen Übungsplätzen (Müller-Kroehling et al. 2014b).

Es handelt sich der Literatur zufolge um eine pyrobionte Art. Nach Lindroth (1986) ist *S. quadripunctata* sogar morphologisch an Brandhabitats angepasst und ähnelt in ihrer Flügeldeckenstruktur äußerlich einem Stück verbrannter Holzkohle. Die Larven wurden unter der Rinde verbrannter Zweige beobachtet (Burakowski 1986). Karpinski & Makolski (1954) fanden die Art in Bialowieza, und beschreiben die Ansprüche als ähnlich jenen von *Pterostichus quadrifoveolatus*. Die Art bevorzugt allerdings große und intensive Waldbrände (Wikars 1997a, Burakowski 1986, Gandhi et al. 2008), wurde aber auch nach kontrollierten Bränden in Aspen-dominierten Wäldern des borealen Nordamerika gefunden (Buddle et al. 2006). Sie besiedelt Brandhabitats sehr rasch nach der Entstehung, verschwindet dann aber bereits nach 2-3 Jahren (Champion 1909, Winter 1980, Winter et al. 1983, Burakowski 1986, Koivula et al. 2005), was regelmäßige große Brände zur Voraussetzung für ihr Vorkommen macht. Nur in den Teilen Skandinaviens, wo Waldbrände noch regelmäßig auftreten, ist diese Art noch stetig anzutreffen (Lindroth 1986), trotz sehr hoher Ausbreitungsfähigkeit und spezieller Ortungsmechanismen für frische Brände (Wikars 1997a). Extrem wenige Studien (z.B. Holliday 1992) und nur in Einzeltieren berichten vom Auftreten der Art außerhalb von Brandhabitats.

Bei einer Metastudie aus 27 aktiven und ehemaligen militärischen Übungsplätzen Deutschlands (Müller-Kroehling et al. 2014b) erwies sich die Art als positiv mit regelmäßigen Bränden (Kendall's Tau 34,11, $p=0,0063$) und aktiver militärischer Nutzung (Kendall's Tau 23,45, $p=0,0431$) korreliert.

Thiem (1904) fand die Art am Rachel auf 1320 m NN. In Deutschland (Trautner et al. 2014) ist sie heute weitgehend auf den Osten beschränkt, d.h. in West- und Süddeutschland weitgehend ausgestorben. Eine Rückbesiedlung geeigneter Lebensräume in Bayern erscheint angesichts der Ausbreitungsfähigkeit der Art denkbar.

Sericoda bogemanni legt wie alle Vertreter der Gattung streng pyrobiont (Lindroth 1961-1969). Es wurde sogar beobachtet, wie sie auf heißer Asche landete (Lindroth 1972 in Lindroth 1986). Sie kommt in Mitteleuropa nur im Gebirge bzw. Bergland vor (Lindroth 1986), obwohl umstritten ist, ob die Art eine boreoalpine Verbreitung aufweist (Marggi 1992). Selbst in Nordskandinavien ist die Art heute extrem rar (Lindroth 1986, Wikars 1997b). Olsson & Lemdahl (2008) konnten anhand eines Fossilprofils für die gesamte Nacheiszeit ein kontinuierliches Vorkommen für eine Lokalität in Südschweden nachweisen, die ab dem Zeitpunkt erlosch, ab dem Waldbrände nicht mehr vorkamen, woraus sie folgern, dass die Art auf ein „kontinuierliches Brandregime“ angewiesen ist. Lindroth (1949) bezeichnet *S. quadripunctata* als „kulturbegünstigte“, *S. bogemanni* hingegen als „kulturfeindliche Art“. In der Schweiz, wo die Art heute ebenfalls fehlt, bestehen Zweifel an einem ursprünglich vorhandenen Vorkommen (Marggi 1992). Trautner et al. (2014) zufolge stammt der letzte Fund im gesamten Alpenraum aus der Zeit vor 1930, so dass die Art „in Europa anscheinend ausgestorben“ ist (entsprechend auch Hurka 1996).

Für Deutschland wie auch Bayern gilt sie als ausgestorben („0“). Aus Bayern liegt ein historischer Fund aus dem Raum München vor (Lorenz 2004, Liebherr 1991 in Trautner et al. 2014). Es ist denkbar, dass die Art in Mitteleuropa nur Waldbrände höherer Lagen besiedelte, wie sie in manchen Föhntälern der Alpen durchaus historisch regelmäßig auftraten.

Zu *Agonum antennarium* als möglicherweise historisch in Bayern vorgekommener Art mit Bezug zu Brandhabitats vergleiche beim Auwald.

Magere Sandstandorte einschließlich Sand-Kiefernwäldern

Carabus nitens ist ein in Deutschland extrem seltener und rückläufiger Heide- und Heidemoor-Bewohner und gilt in Bayern als verschollen (Lorenz 2004). Während noch Nüssler & Grämer (1966) angaben, die Art bevorzuge „trockene, lichte Nadelwälder, Heiden, Ödländer, trockene sandige Felder, Sandgruben, Moorigen, Flach- und Hochmoore“, werden heutige Nachweise aus Deutschland weitgehend nur noch aus den großen Heidegebieten mit ausgedehnten *Calluna-*

Sandheiden und Heidemooren gemeldet (Müller-Motzfeld 2006a). Turin et al. (2003) konstatieren eine „sonderbar ‚aufgeteilte‘ Habitatpräferenz“, die auf der einen Seite „feuchte Wiesen, Sümpfe, Heiden und Moore mit *Erica*“ umfasst, auf der anderen aber trockene Habitate wie Binnendünen, *Calluna*-Heiden und „offenen Kiefernwald.“ In Deutschland kommt sie Turin et al. (2003, Arndt 1989 zitierend) zufolge „vor allem in lichtem Heidewald, in Torfmooren, Brachland und Dünentälern der Küste“ vor. Die historischen Vorkommen in Deutschland waren nicht ausschließlich auf die sandigen Ebenen und Moore beschränkt (Nüssler 1977, Westhoff 1882), sondern umfassten auch die oftmals devastierten und extrem lichten Wälder anderer Standorte (z.B. Dahl 1925, Nüssler & Grämer 1966, Nüssler 1977), besonders jedoch Kiefernwälder (Müller-Motzfeld 2006a). Gersdorf (1937) zufolge kam sie auch in „nur teilweise wieder aufgeforsteten, weiten Lichtungen“ der „Heidewälder“ (lichten Flechten-Kiefernwälder) Mecklenburgs vor. Auch in der Lüneburger Heide kam sie neben dem Rand von Mooren auch in „trockener Kiefernheide“ vor (Blumenthal 1969).

Sie tritt zumindest in Teilen des Areals auch heute in Kiefernwäldern auf (Lindroth 1947, Turin 2000). Szyszko (1983) Untersuchungen in polnischen Flechten-Kiefernwäldern ergaben knapp 4% Stetigkeit über alle Stadien hinweg, ohne erkennbare Bevorzugung eines Stadiums. In einem Düng- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat die Art mit recht hoher Stetigkeit, aber geringer Abundanz auf. In der Ukraine ist die Art „selten, in gemischten und Kiefernwäldern der Wald-Steppen-Zone“ (Petrusenko in Turin et al. 2003). Auf der südlichen Yamal-Halbinsel Nordwestsibiriens soll sie „mesotrophe Erlenhaine“ besiedeln (Andreeva & Eremin 1991 in Turin et al. 2003).

In Frankreich trat sie ursprünglich entlang der gesamten sandigen Atlantikküste auf (Forel & Leplat 1995), „an sandigen Orten, Heiden, Sümpfen und Mooren“ (du Chatenet 2005), kommt aber heute nur noch sehr lokal im äußersten Südwesten des Landes vor (Forel & Leplat 1995, Turin et al. 2003).

Harpalus neglectus wird als psammophile (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2004) und xerotherme bzw. xerophile (Stegemann 2002, Müller-Motzfeld 2004) Art bezeichnet. Unter den besiedelten Habitaten sind neben trockenen, unbeschatteten Dünen (Koch 1989, Gersdorf 1937, Hurka 1996), Sandtrockenrasen, speziell solchen mit viel offenem Boden (Lindroth 1986), trockenen Sand-Heiden (GAC 2009) und Sandäckern (Koch 1989, Hurka 1996) auch mit Gehölzen bestandene Dünen, sowie Kiefern-Heidewald und Lichtungen (Gersdorf 1937). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, ohne Nennung weiterer Habitate. In den Niederlanden (Turin 2000) und Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004) ist es v.a. eine Art spärlich mit Gräsern usw. bewachsener Küstendünen.

Aus der Senne fehlen Nachweise (Kaiser 2007, Renner 2011), der einzige westfälische Beleg stammt aus einer *Calluna*-Heide des westlichen Münsterlandes, weitere aus NRW aus linksrheinischen Dünen (Kaiser 2004). Aus der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) fehlen ebenfalls Funde, während aus der Ueckermünder Heide einzelne Funde aus Sandtrockenrasen und von Binnendünen vorliegen (Stegemann 2002).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Die Art ist dimorph, die auf dieses Merkmal hin überprüften nordwestdeutschen und niederländischen Exemplare aber brachypter, die Art daher ausbreitungsschwach und möglicherweise relikitär verbreitet (Kaiser 2004).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit geringer Stetigkeit und ausschließlich in den Jungbeständen (dort 6% Stetigkeit) auf.

In Galizien (Nordwestspanien) ist sie in den Dünen sehr abundant, u.a. auch in den dortigen Kiefernwäldern (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Horion (1941) beschreibt die Art als v.a. in den norddeutschen Sandebenen verbreitet und in West- und Süddeutschland „nur ganz vereinzelt und selten.“ In Trautner et al. (2014) finden sich keine (auch keine historischen) Funde für Süddeutschland. Aus Bayern liegen nur wenige, historische Funde vor (Kittel 1874, Horion 1941, Lorenz 2014), u.a. aus dem Nürnberger Reichswald, so dass die Art wohl als verschollen einzustufen ist. Im ausgewerteten Datenmaterial fehlt sie dementsprechend vollständig.

A.5.5.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Kiefernwald-Typen

Als Kontaktbiotope sollen hier einerseits Kiefernforste, zu denen standörtlich fließende, sukzessionale Übergänge bestehend, sowie „lichte und trockene Wälder“ (LITR) verstanden werden, die eine Vereinigungsmenge aus Kiefern- und (bestimmten) Eichenwäldern darstellen, sowie andererseits Konvolute trockener und sandiger Standorte.

Kiefernforste

Carabus intricatus, eigentlich eine Laubwald-Art (u.a. der Buchenwälder, siehe dort), tritt regelmäßig auch in Kiefernforsten auf (z.B. Arndt 1989, Müller-Motzfeld 1992, Kielhorn 2004, Scheurig et al. 1996, Schaberreiter 1999 für einen niederösterreichischen Schwarzkiefernwald). Persohn (mdl. Mitt. 2009) zufolge stellt sie hier *Rhagium*-Larven nach. Arndt (1989) bezeichnet sie als „thermophile Art, die bei uns [Ostdeutschland] Kiefern-Birken-Mischwälder auf Sand und felsigem Untergrund bevorzugt“, im Süden dieses Gebietes aber als „typische Art der Hangwälder in Flusstälern“ gelten kann. Sie fehlt in polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) und ist in Polen eine Art alter Laubwälder (vgl. im Abschnitt Buchenwald). Zusammenfassend kann man sie als Laubwald-Art bezeichnen, von der bekannt ist, dass sie auch in Kiefernbestockungen vorkommen kann, doch handelt es sich dabei offenbar durchgehend um Kiefernforste auf Laubholzstandorten (kein Auftreten im CPI).

Auch im Datenbestand fehlen Nachweise in (halb)natürlichen Kiefernwäldern wie dem CPI, sie trat aber im z.B. im Dicrano-Pinetum auf Kreidesand des NWR „Dürrenberg“ auf. Auch Fröhlich (1897) nennt sie aus dem Raum Aschaffenburg u.a. auch aus einem Kiefernwald bzw. -forst.

Lichte, trockene Wälder (LITR)

Microlestes minutulus ist eine xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) bzw. xerophile (Koch 1989) Art, die heliophil wärmegetönte und sonnige Habitate oft auf Sand oder Kies, wie Wärmehänge, Weinberge, Steinbrüche, sandige Felder, Rohbodenstandorte (Koch 1989, Marggi 1992, Lindroth 1986, Hurka 1996, GAC 2009) besiedelt. Hurka (1996) zufolge ist sie gegenüber Schatten indifferent. Burmeister (1939) nennt auch „in und an Wäldern“. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

In der Senne kommt sie zwar vor (Renner 2001), fehlt jedoch in den Aufnahmen von Heitjohann (1974) aus sandigen Heiden und Wäldern und den von Kaiser (2007) aus Sandäckern. In der Ueckermünder Heide ist sie verbreitet (Stegemann 2002), in der Döberitzer Heide kommt sie v.a. in trockenen Ruderalfluren, sowie auch in Vorwäldern vor (Beier & Korge 2001). Gersdorf (1973) führt sie neben Heiden und anderen sandigen und trockenen Habitaten auch für Kiefernwald auf.

Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer (Kielhorn 2004) trat sie stetig in den bis fünfjährigen Beständen auf, danach fast fehlend.

Trost (2001) fand sie nur in Trockenrasen-artiger Vegetation, nicht den Trockenwaldflächen des Saaletales, und ähnlich verhält es sich am Edersee (Schaffrath 1999, Fritze 2013).

Sowohl auf Brandflächen (Winter 1980, Trautner & Rietze 2001) als auch auf Windwürfen (Kenter et al. 1998) trat sie teilweise auf, in den Vergleichsflächen fehlend. Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand profitierte sie deutlich (Melber & Prüter 1997). Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) war sie mit nicht geringer Stetigkeit (31%) in den jüngeren Beständen vertreten, danach fast ganz zurückgehend; in einem Düng- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) trat sie in einigen der Varianten gering abundant auf, mit gewisser Tendenz zur Nullvariante und den versauerten, nicht den gedüngten; in den Kiefern-Windwürfen (Sklodowski & Garbalinska 2007) fehlte sie.

Auf der Münchner Schotterebene (Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998, Faas 1997, Hohmann 2013) ist die Art in den alten Haiden und Haiden-Wiederherstellungsversuchen, weniger auf Äckern und in Kiefernbestockungen verbreitet, im GC hingegen fehlend. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) wurde sie in Einzeltieren gefunden, auf Habitaten mit teilweisem Gehölzbewuchs.

<i>Microlestes minutulus</i>	LITR: 57,4337 (<0,0001)	TRSS> KIE> SSW> KIHN> CPI	LH, MIN, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, SO	S, F, SR	CPI	NN<300: n.s.; <600: 14,8958 (0,0001)
------------------------------	-------------------------	---------------------------	--	----------	-----	--------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Funde im Datenbestand stammen etwa zu gleichen Teilen aus Kiefernwäldern und aus Eichen-Hainbuchenwäldern. Das erklärt, warum lichter, trockener Wald (LITR) den höchsten Testwert erzielt. U.a. auch Brandhabitats, ein Kahlschlag im Fichtenforst und Kiefernforste auf Kalk sind unter den besiedelten Habitats.

Amara convexior wird bei den Eichenwäldern ausführlich besprochen und kommt im Wald v.a. in lichten Ausprägungen vor (Hurka 1996). Die Angaben zur Bodenart sind nicht eindeutig (mal sandige, mal auch eher lehmige Böden, sh. beim Eichenwald). Die Mehrzahl der Autoren erwähnt eine Bevorzugung trockener Standorte (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986), und beispielsweise Zulka (1994) fand sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen nur im trockenen Quercu-Ulmetum, und hier in hoher Abundanz.

In Berliner Wald-Ökosystemen auf Ruderalstandorten besiedelt die Art lichte Pionierwälder, und dies mal weniger abundant als eine unbewaldeten Ruderalflur (Barndt & Gospodar 1981), mal abundanter (Gospodar 1981).

Sowohl auf Waldbrand-Sukzessionsfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) als auch auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie bevorzugt, d.h. deutlich häufiger und abundanter als in den Vergleichsbeständen auf. Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) war sie nicht präsent.

Aus der Senne fehlen Nachweise (Renner 2011), möglicherweise, weil Heitjohann (1974) die Art noch nicht von *A. communis* trennte. In der Döberitzer Heide kommt sie im Bereich der „Großen Wüste“ und auf anderen Trockenflächen im Gebiet vor, „mit deutlicher Präferenz zum Vorwald“ (Beier & Korge 2001), wobei denkbar erscheint, dass sich ein Teil dieser Angaben auf *A. makolskii* bezieht. In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) wurde sie nur als Einzeltier nachgewiesen.

Für die von Szyszko (1983) untersuchten polnischen Flechten-Kiefernwälder ist die Art nicht aufgeführt, ebenso wenig von Sklodowski & Garbalinska (2007) und Sklodowski (1995).

Auf der Münchner Schotterebene ist die Art neben Eichen-Hainbuchen-Wäldern (Hohmann 2013) und Kiefern-Bestockungen (von Rad 1997) in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997), auf Äckern (Faas 1997) und einer Kiesgrube (Plachter 1983) insgesamt verbreitet, aber meist wenig abundant vertreten.

<i>Amara convexior</i>	EHN: 124,6958 (<0,0001); Kiefer: LITR: 54,2440 (<0,0001)	Kiefer: BRAS>MIN> NDW>LH> (OS); <u>zusammen:</u> CARP>EI>LITR >BRAS>FEUES	NDW, LH, MIN, LITR, WS: neg., BRAS, WBF, FEUES, CARP, LITR, GC, GCS, SC, ETR, EI	F:0-2, A	Eiche; Höchster HT: GC	NN <300: 65,4862 (<0,0001); <600: 7,8406 (0,0051)
------------------------	--	---	--	----------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Eine Bevorzugung lichter und trockener Wälder (im Kontext der Wälder) laut Literatur stimmt mit dem höchsten Chi²-Wert der Art überein. Zur Bodenart besteht in Bezug auf Kiefernwälder (Sand) keine positive Beziehung, vielmehr zu bindigen Böden (sh. Eichenwälder). Der HT-Maximalwert wird für das GC erreicht. Auch in der ISA werden lichte und trockene Wälder signifikant indiziert, wenn auch nur mit einem geringen IndVal, und einem höheren (wenngleich ebenfalls nicht hohen) für Brandstandorte (Ebene HTS1), was als Artefakt zu werten ist.

Weitgehend offene Sandstandorte (SO) und ihre Konvolute (TRSS, SSW)

Diese Arten sind hier kurz zu besprechen, da z.T. aufgrund der Seltenheit der Nachweise und wegen des Pioniercharakters von Kiefernwäldern eine strikte Zuweisung von „Offenland-Arten“, die nicht möglicherweise auch oder in manchen Fällen sogar bevorzugt in lichten Pionierphasen des Waldes auftreten, mit Vorsicht geführt werden sollte. Hinzu kommt, dass manche Arten nicht nur gelegentlich in Wäldern gefunden werden (z.B. lichten Pionierphasen), sondern regelmäßig in diesen überwintern (wie *Amara kulti*).

Trockene und sandige Standorte (TRSS)

Der höhere Testbezug zu diesem Konvolut und damit zu trockenen oder sandigen Standorten legt im Prinzip nahe, dass Wälder ebenso wie Offenland besiedelt werden.

Harpalus rufipalpis wird in der Literatur als xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) bzw. thermophile, trockene Standorte auf Sand- und Kalk bevorzugende Art beschrieben, darunter Kalktriften, Lösshänge, Abbaustellen (Kies- und Sandgruben), sandige Äcker und (lückige) Ruderalstandorte, Weiden, „Steppe“ und Dünen, Sandheiden, Sandtrockenrasen und Zwergstrauchheiden (Koch 1989, Burmeister 1939, Hurka 1996, Lindroth 1986, GAC 2009, Gersdorf 1937, Irmeler & Gürlich 2004, Müller-Motzfeld 2006a, Turin 2000, Kaiser 2004). Koch (1989) führt auch „lichte Hochmoor-Degenerationsstadien“ auf. Kaiser (2004) sieht für Westfalen eine Bevorzugung trockener *Calluna*-Heiden. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in Sandtrockenrasen, mit weiterem Hauptvorkommen in Ackerunkrautfluren.

Zahlreiche Autoren erwähnen auch Habitate im Wald-Kontext, wenn auch in unterschiedlichem Umfang. Genannt sind trockene, lichte Wälder (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a), ganz krüppelige, lichte Wälder wie „Kiefernheide“ (Gersdorf 1937, Müller-Motzfeld 2006a), oder lichte Waldphasen und Übergänge wie Lichtungen, Kahlschläge, Waldränder und Jungbestände (Burmeister 1939, Hurka 1996, Gersdorf 1937, Kaiser 2004). Luka et al. (2009) klassifizieren sie für die Schweiz als Art mit stenotoper Lebensraum-Präferenz für Wälder, speziell wärmegetönte Nadelwälder, und Marggi (1992) sehen dies sogar als Präferenz im Gesamtgebiet (Franz 1970 zitierend). In den Niederlanden sind lichte, junge Nadelwälder (neben älteren, und gering abundant auch Eichen-Mischwälder) neben sandigem Grünland (sowie Dünen und Heiden) eines der Habitate mit stetigsten Nachweisen der Art (Turin 2000).

Im Feldbau-Stadium eines Siegerländer Hauberges (Fuhrmann 2007) trat sie abundant auf, um dann im Busch-Heidestadium stark zurückzugehen und in den übrigen Stadien nur noch als sporadisches Einzeltier auftreten oder ganz zu fehlen. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) kam sie nur am Rand eines collinen Esskastanien-Niederwaldes und in dessen „Lichtphase“ in den ersten beiden Jahren nach dem Hieb vor.

Sie ist flugfähig (Kaiser 2004). In den von Kenter et al. (1998) untersuchten Windwürfen in Baden-Württemberg fehlt sie. Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) war sie abundant und stetig vertreten, in den Vergleichsbeständen hingegen fehlend. Auf den von Winter (1980) und Kolbe (1981) untersuchten norddeutschen Waldbrandflächen wurde sie nicht nachgewiesen. Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand profitierte sie (Melber & Prüter 1997). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer (Kielhorn 2004) trat sie stetig in den bis fünfjährigen Beständen auf, mit Schwerpunkt in den drei- bis fünfjährigen Beständen, danach meist fehlend.

In der Senne tritt sie nur in Form von Einzeltieren in Sukzessionsbiotopen der Heide (Heitjohann 1974) wie auch ebenso auf Sandäckern auf (Kaiser 2007). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie stetig, in der Döberitzer Heide u.a. in „Vorwaldbereichen“ (Grube & Beier 1998) und Heideflächen vertreten (Beier & Korge 2001).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit extrem hoher Stetigkeit (96%) in jungen Entwicklungsphasen auf, dann zurückgehend, aber in allen Entwicklungsphasen präsent (insgesamt mit 37%). In polnischen Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) tritt sie stetig auf, aber mit geringer Abundanz, und in einem Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) relativ stetig in verschiedenen der Varianten. In der Landes-Region Südwestfrankreichs ist es der häufigste Vertreter der Gattung und

v.a. in 5-10jährigen Jungbeständen aus Laub- und Nadelholz, sowie in Zwergstrauchheiden und auf Brandschutzstreifen nachgewiesen worden (Barbaro et al. 2006).

Funde auf der Münchner Schotterebene liegen in Wiederherstellungsversuchen der Haide und Kies-Auf- und Abtragsflächen (Schulz 1992).

<i>Harpalus rufipalpis</i>	TRSS: 122,7161 (<0,0001)	SO> BRAS> SSW> KIH> KIE> OS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIH, SSW, BRAS, SO	S, F	-; Höchster HT: -	NN<300: 8,1492 (0,0043): <600: 8,5004 (0,0036)
----------------------------	--------------------------------	-----------------------------------	---	------	----------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	>	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die fünfzehn Datensätze mit Nachweis spiegeln eine Bevorzugung von Sandstandorten, aber keine Beschränkung darauf wider. U.a. am Bogenberg wurde sie auch auf Festgestein nachgewiesen. Aus der Rhön liegt, wie auch in der Literatur als ein Lebensraum angegeben, ein Fundpunkt aus einem Hochmoor (mit Vorkommen von „Heide-Arten“ der Stillstandskomplexe) vor, ferner ein Fund von Fichten-Kahlschlag auf Sandstein-Verwitterung des Keuper, und Brandstandorten. Eine Bindung an oder Bevorzugung von Wald scheint nicht zu bestehen. Das Konvolut trockener und sandiger Standorte (TRSS) beschreibt die Präferenz daher insgesamt zutreffend.

Harpalus rubripes ist Müller-Motzfeld (2004) zufolge xerotherm, Kaiser (2004) hält sie nur für „schwach xerothermophil“. Sie besiedelt eurytop verschiedene Habitate trockener Böden wie Wärmehänge, Dünen, trockene Äcker, Ruderal- und Abbaustellen (Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009), die sandig, kiesig, z.T. aber auch lehmig gemischt sein können (Lindroth 1986). Diese Angaben variieren jedoch zwischen den Autoren und Regionen teilweise. Im atlantischen Schleswig-Holstein ist sie „xerophil und eupsammophil“ (Irmiler & Gürlich 2004). Im kontinentaleren Tschechien und der Slowakei werden trockene bis in Bezug auf die Feuchtigkeit „indifferente“ Habitate wie Felder, Abbaustellen und Ruderalflächen besiedelt (Hurka 1996). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „ausdauernden Ruderalfluren“, mit weiterem Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen und Nebenvorkommen in Queckenfluren.

Reine Sandböden werden in Westfalen gemieden, eine Präferenz für kalkhaltiges oder lehmiges Substrat sieht Kaiser (2004) entgegen Westhoff (1881) und Barner (1954) aber nicht. Sie kommt in Westfalen jedenfalls u.a. auch in Kalksteinbrüchen und auf Industrieböden vor, auch in Sukzession mit Gebüsch begriffenen (Kaiser 2004). GAC (2009) stuft sie für die östlichen Mittelgebirge als Art trockener Offenland-Habitate, für die südwestlichen Mittelgebirge und das Alpenvorland hingegen als Art des Kulturlandes ein. Nach Dahl (1925) kommt sie besonders an Waldrändern vor. In Schleswig-Holstein wird „Baumbedeckung kaum toleriert“ (Irmiler & Gürlich 2004), auch Hurka (1996) nennt „unbeschattete“ Habitate. In den Niederlanden werden verschiedene Habitate wie Deichböschungen als Lebensraum genutzt, sowie u.a. auch Eichen-Hainbuchen- und Eichen-Birkenwald (beides nur wenig abundant). In Skandinavien werden u.a. Kalkböden mit kurzer und schütterer Vegetation besiedelt, Sandtrockenrasen aber eher weniger (Lindroth 1986). Marggi (1992) beschreibt sie für die Schweiz als „eurytopy Feldart“ mit Bevorzugung trockener Böden aus Sand, Kies oder trockenem Humus“ einschließlich Ruderalstellen. Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

In der Senne fand Heitjohann (1974) nur ein Einzeltier auf einer in Sukzession zu Wald begriffenen *Calluna*-Heide, Kaiser (2007) Einzeltiere auf Sandäckern. In der Döberitzer Heide v.a. „im Vorwaldbereich“ und auf den Heideflächen verbreitet, meidet sie dort größere, vegetationsarme und -lose Bereiche (Beier & Korge 2001). Auch in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist die Art verbreitet.

In einem Berliner Ruderalgebiet mit umfangreicher Gehölzsukzession (Gospodar 1981) trat sie relativ stetig in den verschiedenen Pioniergehölzen und Pionierwaldstadien auf, nicht hingegen im etablierten Wald. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer und z.T. Schwarzkiefer (Kielhorn 2004) trat sie stetig in den bis 14-19jährigen Beständen auf, mit Abundanzmaximum in den drei- bis fünfjährigen Beständen und hier sehr abundant und stetig.

Trautner et al. (1998) fanden sie als Einzeltier im hoch gelegenen Nadelwald des Nordschwarzwaldes. Kless (1961b) beobachtet sie im Gebiet der Wutachschlucht an vegetationslosen Hängen und in einem Gipsbruch. Nagel (1975) stellte sie in Xerothermhabitaten auf Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes fest.

Sie ist flugfähig (Kaiser 2004). Auf einer Waldbrandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) war sie wenig abundant, aber stetig vertreten, nicht so den Vergleichsbeständen. Auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) wurde sie nicht nachgewiesen. Auf Windwurfflächen (Kenter et al. 1998) trat sie nicht auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit 8% Stetigkeit nur in den jüngsten Entwicklungsphasen auf. In einem Düng- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) kam die Art mit relativ hoher Stetigkeit und geringer Abundanz in mehreren der Varianten vor. Im russischen Steppengebiet trat die Art nur in den „Steppengesträuchschluchten“ auf (Ghilarov 1961). In der Landes-Region (Barbaro et al. 2006) kommt sie in Jungbeständen und Zwergstrauchheiden vor.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, von Rad 1997, Sieren 1998, Faas 1997, Hohmann 2013) tritt sie in den Haiden und Haide-Wiederherstellungsversuchen und Kies-Aufschüttungen sehr stetig auf, deutlich seltener auf Äckern, und nicht im Wald. Sie wurde von Plachter (1983) nur in je einer Ton- und Kiesgrube, nicht aber in der von Kiefernforst umgebenen, in lichter Sukzession begriffenen Sandgrube gefunden. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mehrfach, aber stets nur in wenigen Tieren.

<i>Harpalus rubripes</i>	TRSS: 114,8942 (<0,0001)	SO> SSW> KIHN> LITR> KIE	LH, MIN, LITR, TRSS, (WS: neg.), KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	F: 0-2	-; Höchster HT: WBF	NN<300: 135,3675 (<0,0001); <600: 15,0611 (<0,0001)
--------------------------	--------------------------------	--------------------------------	--	--------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	>	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Funde im Datenbestand stammen überwiegend aus dem Kontext der Kiefernwälder und Sandstandorte (aus CPI, DPI, Sand-Offenland, Brandhabitaten), aber auch aus Eichen-Trocken- und Eichen-Hainbuchenwäldern und vereinzelt anderen Waldtypen. Das Konvolut trockener und sandiger Standorte beschreibt im Testkontext gut die Ansprüche der Art, die nicht auf Sandstandorte beschränkt sind. Auch bei den Merkmalstests hat Trockenheit als einziges einen signifikanten Erklärungswert.

Nebria salina ist eine aktuell in Ausbreitung begriffene Art (sh. Kap. 2.1.5.). Ledoux & Roux (2005) beschreiben sie als „sehr lokal und von sporadischer Art in Zentraleuropa.“ Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als möglicherweise xerotherm ein. Nach Irmeler & Gürlich (2004) ist sie psammophil. Lindroth (1949) zufolge fordert sie in Skandinavien hingegen „mäßig feuchten, lehmigen Boden, meist auf lehmigem Kies oder Sand“, und wurde bei Hamburg und in Dänemark auch „häufig in Torfmooren“ gefunden. Manche Autoren beschreiben sie v.a. von sandigen Standorten verschiedener Vegetationsbedeckung einschließlich sandiger Äcker (z.B. Koch 1989, GAC 2009), während andere (z.B. Hurka 1996) auch feuchte Waldränder und Stillgewässer-Ufer aufführen. Barner (1937) sieht sie im Mindener Raum und Münsterland „besonders auf Moorboden, dann auf Sand- und Sandstein, aber auch auf Lehm, Ton und Kalk“, und v.a. im Offenland vorkommend. In den Niederlanden ist sie nach Turin v.a. in offenen und trockenen Habitaten zu finden, wurde aber in höchster Abundanz und Präsenz neben Sandbrachen auch in jungen Nadelbaumanpflanzungen angetroffen. Lindroth (1986) und Koch (1989) erwähnen auch lichte Wälder bzw. Lichtungen im Wald als Lebensraum.

In der Senne fand Heitjohann (1974) sie (noch?) nicht, bei Kaiser (2007) trat sie auf einem der Sandäcker auf. Auch Beier & Korge (2001) und Stegemann (2002) führen sie aus ihren Sand- und Heidelandschaften (noch) nicht auf.

Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie ebenso wie in den angrenzenden Vergleichsbeständen in Einzeltieren auf, auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe

1981) fehlte sie. Auf südwestdeutschen Windwurfflächen (Kenter et al. 1998) war sie nicht vertreten. Kielhorn (2004) beobachtete sie auf Lausitzer Braunkohle-Rekultivierungsflächen nicht.

Obwohl sie in Frankreich gelegentlich an Waldrändern mit *N. brevicollis* zusammen vorkommt, benötigt sie trockenere und offenere Lebensräume als jene Art (du Chatenet 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie relativ selten und bevorzugt trockene Habitats wie Feuerstreifen, Kahlschläge und junge Kiefernbestände (Barbaro et al. 2006). In Dehesas Spaniens (Taboada et al. 2006) kommt sie in den lichtereren Bestandsphasen dieses Eichen-Waldtyps vor. In Galizien (Nordwestspanien) bevorzugt sie Habitats auf feuchten Sandböden, z.T. auch in Laub- und Mischwäldern, aber auch im Offenland (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Topp (1988) fand ein Einzeltier als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was die gute Ausbreitungsfähigkeit attestiert.

<i>Nebria salina</i>	TRSS: 95,9753 (<0,0001)	SSW>KIHN> KIE>LITR>SO	NDW, (MIN), LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, SO	S, F	-	NN<300: 133,6966 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)
----------------------	----------------------------	--------------------------	---	------	---	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Erste Funde der Art in Bayern gelangen wohl im Untermaingebiet (Elbert 1969), später in den Alzenauer Sanden (ÖAW 2000) und durch eigene Untersuchungen in den Neumarkter Dünen (2004). Der höchste Chi²-Wert wird für Trocken- und Sandstandorte erreicht, und es besteht Affinität zu Sand und geringer Feuchtigkeit, was beides zumindest teilweise in Einklang mit der (in diesem Punkt teilweise etwas widersprüchlichen) Literatur ist. Es kann angenommen werden, dass die Art regelmäßig auch unbewaldete Habitats besiedelt, aufgrund der wenigen Funde infolge der erst rezenten Ausbreitung werden jedoch erst zukünftige Untersuchungen Aufschluss über die in Bayern präferierten Habitats geben können.

Amara equestris ist Müller-Motzfeld (2004) zufolge eine xerotherme Art. Sie besiedelt „Steppen“- und Trocken-Habitats des Offenlandes, wie trockenes Grünland und Ruderalfluren (Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), aber auch lichte Wälder und Kahlschläge (Koch 1989) und Waldränder (Lindroth 1989). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, mit weiteren Nebenvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren und Ackerunkrautfluren. In Skandinavien ist sie „ausgeprägt xerophil, auf offenem oder schwach beschattetem Boden (z.B. an Waldsäumen), und hat eine „Vorliebe für Sandboden“ (Lindroth 1949, ebenso Lönnberg & Jonsell 2012). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „arvicol-ripicol“ ein.

In der Senne kommt sie nur in geringer Aktivitätsdichte vor, in Heiden und v.a. Sukzessionsstadien, nicht im geschlossenen Wald (Heitjohann 1974), und auch nicht auf den Sandäckern (Kaiser 2007). In der Ueckermünder Heide ist sie relativ häufig und wurde v.a. auf Binnendünen abundant nachgewiesen (Stegemann 2002). In der Döberitzer Heide meidet sie hingegen den Zentralbereich der „Großen Wüste“ und besiedelt deren Randbereich (Beier & Korge 2001).

Der Vergleich der Untersuchungen aus dem Darmstädter Sandgebiet von Lehmann et al. (2004) versus Karafiat (1970) deutet auf die Bedeutung offenen Bodens hin. Schmaus (1960) beobachtete sie an einem xerothermen, unbewaldeten Hang im Hunsrück.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art mit gewisser Regelmäßigkeit auf einigen der Flächen auf, v.a. den trockeneren Standorten.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) kommt sie mit 27% Stetigkeit in jungen Beständen vor, fehlt in den mittelalten vollständig und tritt mit geringer Stetigkeit in den älteren Beständen wieder auf. Bei Sklodowski & Garbalinska (2007) und Sklodowski (1995) fehlen

Nachweise. Auf polnischen Sukzessionsflächen und Anpflanzungen nach Bergbau und auf Asche-Abraum (Schwerk & Szyszko 2008) trat sie nur in einer der Probeflächen, einem ca. 10jährigen Gehölzbestand (auf Asche) auf.

In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie v.a. in Heiden vor und wird von De Vries (1996a) als „Heideart“ eingestuft. Für Frankreich sieht du Chatanet (2005) eine Bevorzugung von Kalkstandorten. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs mit Heiden, Waldbrandstreifen usw. wurde nur ein Einzeltier in einer gemähten Ericaceen-Heide gefunden (Barbaro et al. 2006).

Im russischen Steppengebiet tritt die Art nicht in den Gehölzbiotopen auf, sondern nur in der offenen Steppe (Ghilarov 1961).

Auf der Münchner Schotterebene lagen Nachweise in alten Haiden und Abtragungs- und Aufschüttungsflächen zur Haide-Wiederanlage (Schulz 1992, Schmöger 1995, Sieren 1998), sowie in einer Kiesgrube (Plachter 1983), nicht jedoch auf Äckern (Faas 1997) oder im Wald (von Rad 1997, Hohmann 2013). Plachter (1983) fand sie in einer von fünf untersuchten bayerischen Abbaustellen. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen in Einzeltieren nur an einer Probestelle auf einer trockenen Wiese, mäßig abundant.

<i>Amara equestris</i>	TRSS: 81,0033 (<0,0001)	SO>BRAS> WBF>KIHN> KIE	NDW, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	S, (GR), F: 0-2, (SR)	-, höchster HT: -	NN <300: 30,5491 (<0,0001); <600: 8,6415 (0,0033)
------------------------	-------------------------	------------------------	--	-----------------------	-------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Im Datenbestand liegen v.a. Funde von Sandstandorten vor, u.a. von offenen Sanddünen und Sandheiden, aber auch lichtem Flechten-Kiefernwald nach Pflege und naturnahem Dicrano-Pinetum, sowie ferner auch aus Moor- und Brandheiden. Die Art wird nur durch ihren höchsten ISA-Wert in den Kontext der Brandstandorte gestellt. Wie der geringfügig höhere für Brandstandorte (BRAS) ist auch der Wert für das Konvolut der Sand-Kiefernwälder und offener Sandhabitats (KIES) in diesem Verfahren jedoch nicht hoch. Eine Bevorzugung des Konvoluts trockener und sandiger Standorte (TRSS) laut χ^2 -Maximalwert stimmt mit den Literaturangaben tendenziell besser überein. Das Verbreitungsbild in Bayern (Lorenz 2014) spricht ebenfalls dafür, dass es sich nicht ausschließlich um eine Sandstandorte besiedelnde Art handelt.

Harpalus tardus wird auch beim Eichenwald besprochen. Es ist den meisten Quellen zufolge eine xerophile bzw. xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) Offenland-Art, wenn auch weniger stark ausgeprägt als bei *H. pumilus* (Marggi 1992), die Dünen, Sandtroddenrasen, Sandäcker und ihre Brachen sowie Sandgruben besiedelt (Gersdorf 1937, Lindroth 1986). Speziell für die in Bayern gelegenen Naturräume wird sie von GAC (2009) als Bewohner landwirtschaftlicher Flächen eingestuft, ohne spezielle Präferenz für trockene oder sandige Standorte. Auch wenn sie nach Hurka (1996) nur unbeschattete Habitats besiedelt, so erwähnen doch verschiedene Autoren auch lichte Wälder, (trockene) Waldränder, lichte „Kiefern-Heiden“, „lichten Kiefernwald“ bzw. „mäßig schattige Habitats“ sowie Lichtungen (Gersdorf 1937, Koch 1989, Turin 2000, Lindroth 1986). Nach Turin (2000), Lindroth (1986) und Marggi (1992) werden sandige oder kiesige Standorte bevorzugt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiteren Hauptvorkommen in Sandtroddenrasen, Quecken- und Ackerunkrautfluren und einem Nebenvorkommen in „Frischwiesen und –weiden“. Koch (1989) zitiert die Einschätzung, dass die Art auch „Sämereien in Forstbeeten benagt.“

Trost (2001) fand die Art mehrfach in Einzeltieren in Trockenwäldern und in höherer Abundanz in lichtem Trockengebüsch des Saaletales. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie als Einzeltier nur am Bestandsrand eines collinen Esskastanien-Niederwaldes auf. Kless (1961b) fand sie im Wutachsclucht-Gebiet vereinzelt im jungen Auwald und am Waldrand sowie einem kalkreichen Acker.

In der Senne kommt sie auf allen Lebensräumen auf Sand vor, einschließlich Betulo-Quercetum, Buchen-Eichenbestand auf Sand über Kalk und Kiefern-Altbestand, am abundantesten in den Untersuchungen von Heitjohann (1974) in Sukzessionsphasen der *Calluna*-Heide mit Gehölzen und sehr wenig abundant auf der offenen Sandfläche; auf Sandäckern (Kaiser 2007) ist sie wiederum zahlreich. In der Döberitzer Heide ist sie außer in dichten Wäldern und Feuchthabitaten verbreitet (Beier & Korge 2001). Grube & Beier (1998) stellten sie dort „rezedent“ im Vorwald fest. Auch in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie nicht selten.

Die Art ist flug- und ausbreitungsfähig (Kaiser 2004). Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie als Einzeltier auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001), auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) wie auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) fehlte sie. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer und z.T. Schwarzkiefer (Kielhorn 2004) trat sie stetig in den bis 14-19jährigen Beständen auf, mit Abundanzmaximum in den drei- bis fünfjährigen Beständen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit hoher Stetigkeit (42%) in den Jungbeständen auf, in den mittelalten stark reduziert und in den älteren Bestandsaltern fehlend. Im russischen Steppengebiet trat sie in den Untersuchungen von Ghilarov (1961) nur in künstlich angelegten Gehölzen und weder der Natursteppe noch den auf Schluchten beschränkten, natürlichen Gehölzbiotopen auf.

In Galizien (Nordwestspanien) nutzt sie neben offenen Lebensräumen Eichen-, Esskastanien, Misch- und Küsten-Kiefernwälder und Waldränder als Lebensraum (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Brandt et al. (1960) fanden sie nur in manchen Jahren, dann z.T. abundant, auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie sporadisch auf den Äckern, weniger in den Haiden vertreten, im Wald fehlend.

<i>Harpalus tardus</i>	TRSS: 60,9382 (<0,0001)	<u>Kiefer:</u> SSW>KIHN> LITR> KIE>CPI; <u>zusammen:</u> SSW>KIHN> LITR>KIE> TRWS>MIN	MIN, LH, TRSS, CARP, TRWS, LITR, GC, EHN, EI, KIE, KIHN, SSW, CPI, (SO)	FA, A	Eiche; höchster HT: GC	NN<300: 102,9687 (<0,0001)
------------------------	-------------------------	---	---	-------	------------------------	----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Bevorzugung trockener, sandiger Standorte (TRSS) laut Chi²-Tests deckt sich mit der Literatur. Die Art ist im Datenbestand aus 14 Datensätzen vertreten, von denen die Hälfte im Kontext von Kiefernwäldern und offenen Sandstandorten stehen. In Bayern ist die Art weitverbreitet (Lorenz 2014), v.a. in den Flusstälern bzw. tieferen Lagen. Die Testwerte für den höchsten HT lauten knapp auf das GC, dicht gefolgt vom CPI, doch sind beide Testwerte sehr niedrig.

Amara tibialis ist eine xerophile Art lückiger Vegetation offener Flächen, die oft auf Sandstandorten wie Dünen, Heiden, aber auch Kulturhabitaten auf Sand vorkommt (Turin 2000). Burmeister (1939) führt als Habitate „lichte Wälder“, Felder, Heide- und Mooregebiete, Sandgruben und Ufer auf, „bevorzugt auf Sandboden.“ Koch (1989) nennt zwar Wälder nicht, als Mikrohabitat aber u.a. „Nadelstreu- und *Calluna*-Detritus.“ Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist die Art xerotherm. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) werden „Sonderbiotope“ auf Sandstandorten als Hauptvorkommen sowie trockenes Grünland und ebensolche Äcker, Weinberge und kalkarme Magerrasen und Fließgewässer(ufer; wohl mit Rohboden) als Nebenvorkommen genannt. In Schleswig-Holstein werden trockenes, sandiges Extensivgrünland und Heiden besiedelt (Irmeler & Gürlich 2004).

In der Senne wurde sie weder von Heitjohann (1974) noch Kaiser (2004) nachgewiesen. In der Döberitzer Heide ist sie sporadisch auf Offenland-Flächen verbreitet und nur auf einer *Calluna*-Heide häufiger gefunden worden (Beier & Korge 2001). Auch in der Ueckermünder Heide ist sie zwar verbreitet, aber wenig abundant gefunden worden (Stegemann 2002). Auf Braunkohle-

Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer und z.T. Schwarzkiefer (Kielhorn 2004) trat sie mäßig stetig und wenig abundant in den bis fünfjährigen Beständen auf, danach fast fehlend.

Winter (1980) fand sie nur auf der Waldbrandfläche, während sie auf anderen Waldbränden (Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wie auch in den Vergleichsbeständen fehlte. Auf Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) wurde sie nicht nachgewiesen. Detzel et al. (1993) fanden sie u.a. auf dem Sandrasen einer Waldlichtung auf Flugsanddüne in Baden-Württemberg.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf.

Szyszko (1983) fand diese Art mit 21% Stetigkeit in jungen Flechten-Kiefernwäldern Polens, in anderen Bestandsaltern fehlte die Art. In einem Dünge- und Versauerungsversuch polnischer Kiefernwälder (Sklodowski 1995) trat sie gering abundant auf, mit angedeuteter Bevorzugung mit Stickstoff und Kalk gedüngter Flächen. Auf Sturmwurfflächen im polnischen Kiefernwald (& Garbalinska 2007) trat sie nicht auf, ebenso wenig auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998).

Auf den Haiden und Kontaktbiotopen der Münchner Schotterebene wurde sie nicht nachgewiesen (Plachter 1983, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer-Leipold 2003).

<i>Amara tibialis</i>	TRSS: 59,8258 (<0,0001)	SSW>KIHN, KIE>BRAS> LITR	NDW, (MIN), LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	Keine	-, Höchster HT: -	NN<300: 73,7124 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)
-----------------------	----------------------------	--------------------------------	--	-------	----------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Nachweise liegen in DPI- und CPI-Pflegebeständen, auf einer Waldbrandfläche und einer Sandheide. Es handelt sich um das Beispiel einer Art, die Baumbewuchs nicht benötigt und wohl auch nicht davon profitiert bzw. bevorzugt, aber doch teilweise erträgt. Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) konzentriert sich auf Sandgebiete, aber auch Flusstäler und die Schotterebene (auch wenn Nachweise in den Haiden fehlen, s.o.). Der höchste, wenn auch nicht hohe Chi²-Testwert, der nicht auf offene Sandstandorte (SO), sondern TRSS lautet, erscheint daher zutreffend.

Amara aenea ist eine xerophile (Koch 1989) bzw. xerotherme Art (Müller-Motzfeld 2004), die wegen ihrer weiteren Verbreitung und Häufigkeit als eurytope Art verschiedener offener Habitats charakterisiert wird (Hurka 1996, Burmeister 1939). Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Koch (1989) erwähnt speziell Sandgebiete mit Heiden, Dünen, trockenen Feldern, Trockenrasen, Sandgruben usw., sowie ferner auch Ziegeleien und Steinbrüche, Irmner & Gürlich (2004) für Schleswig-Holstein v.a. trocken-sandige, basenreiche Habitats. Lindroth (1986) nennt neben sandigen auch lehmige [„clayey“] Böden. GAC (2009) führt für manche der Regionen neben Kulturhabitats auch Trocken- sowie Rohbodenstandorte, für Alpenvorland und südwestliche Mittelgebirge auch lichten Wald/Vorwald auf. Burmeister (1939) gibt als eines der Habitats „in Wäldern und Schonungen“, Koch (1989) auch Waldränder an. Gersdorf (1937) führte die Art für Mecklenburg für eine große Zahl von Habitats an, auch Kiefern-„Heidewald“, Kiefernwald, und besonders abundant auch Waldlichtungen, noch stärker indes auf Ackerbrachen; auch lehmige Standorte sind aufgeführt.

In der Senne trat sie in den von Heitjohann (1974) untersuchten Habitats nur auf einigen Sukzessionsflächen der Heide auf, sowie teilweise und dann teilweise abundant auf Sandäckern (Kaiser 2007). In der Döberitzer Heide ist sie auf trockenem Offenland verbreitet (Beier & Korge 2001), und auch in der Ueckermünder Heide nicht selten (Stegemann 2002). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer (Kielhorn 2004) trat sie stetig in den bis fünfjährigen Beständen auf, mit Schwerpunkt in den drei- bis fünfjährigen Beständen, danach meist fehlend.

In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie im stark aufgelichteten Bestand als Einzeltier auf. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des Waldmeister-

Buchenwaldes war sie wie im angrenzenden Kahlschlag in Einzeltieren vertreten (Sustek 1984). Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) fehlte sie hingegen. Nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) kam sie als Einzeltier auf der Brandfläche vor, auf norddeutschen Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981) trat sie nicht auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern kommt sie mit 19% Stetigkeit in den Jungbeständen vor, danach ganz fehlend (Szyszko 1983). Sie besiedelt regelmäßig die von Sklodowski & Garbalinska (2007) untersuchten Sturmwurfflächen im Kiefernwald und fehlt in den stehenden Vergleichsbeständen. In den Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlt sie.

In der Landes-Region Südwestfrankreichs (Barbaro et al. 2006) wurde sie neben Grasland und Brandschutzstreifen auch in jungen Anpflanzungen angetroffen. Für Galizien (Nordwestspanien) werden an erster Stelle Waldränder und Eichen-, Esskastanien- oder Mischwälder, Heiden und Ginsterheiden aufgeführt, ferner auch weitere Habitate des Offenlandes wie Grünland (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013) ist sie in den verschiedenen Offenland-Lebensräumen verbreitet, fehlt in den Eichen-Hainbuchen-Wäldern und Kiefernbestockungen, und kommt im Wald-Kontext nur in (Wieder)aufforstungen und am Waldrand vor. Plachter (1986a) fing sie auf Kiesbänken der Isarauen nur vereinzelt, Metzner (2004) in revitalisierten oberfränkischen Auen hingegen stetig und z.T. abundant.

<i>Amara aenea</i>	TRSS: 52,7452 (<0,0001)	SO> SSW> KIHN> BRAS> KIE	LITR, TRSS, OS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	F	-; Höchster HT: -	NN<300: 42,7319 (<0,0001); <600: 11,6263 (0,0007)
--------------------	----------------------------	--------------------------------	---	---	----------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste Testwert ist mit den Angaben aus der Literatur vereinbar, da die Art sowohl trockene als auch sandige Standorte präferiert. Der höhere Testbezug zum Standort legt nahe, dass Wälder eher nur „mit besiedelt“ werden, und keine Affinität zu diesen besteht, sie aber auch nicht vollständig oder weitgehend gemieden werden.

Harpalus griseus ist xerotherm (Müller-Motzfeld 2004) bzw. thermophil (Koch 1989) oder xerophil (Lindroth 1986). Koch (1989) zufolge ist sie auch psammophil, nach Hurka (1996) besiedelt sie oft, aber nicht ausschließlich Sandhabitats; Müller-Motzfeld (2004) führt sie nicht als psammophil. Die Art nutzt trockene Habitate des Offenlandes wie Heiden, Dünen, Sandmagerrasen, sandige Äcker und (lückige) Ruderalstandorte, „Ödland“, Wärmehänge und Trockenrasen (Koch 1989, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, Burmeister 1939, GAC 2009, Lindroth 1986, Gersdorf 1937, Irmeler & Gürlich 2004, Barndt et al. 1991) als Lebensraum. Kaiser (2004) erwähnt auch sandige Ufer. Waldhabitats finden fast keine Erwähnung, Burmeister (1939) führt Waldlichtungen auf. Die wenigen Funde in den Niederlanden (Turin 2000) liegen in Eichen-Birkenwald und Grasland. Lindroth (1986) beschreibt sie als sehr ausbreitungsfähig.

In der Senne kommt sie in Sandäckern stetig und mäßig abundant vor (Kaiser 2007), in den von Heitjohann (1974) untersuchten Habitats der Heide- und Waldlandschaft fehlen Nachweise. In der Ueckermünder Heide wurde sie selten und nur durch Lichtfang nachgewiesen (Stegemann 2002), in der Döberitzer Heide ist sie selten (Beier & Korge 2001).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit nicht geringer Stetigkeit (31%) in den jüngeren Beständen auf, danach fast ganz zurückgehend. In der von *Pinus maritima*-Forsten geprägten Landes-Region (Barbaro et al. 2006) wurde sie auf Brandschutzstreifen und Grasland nachgewiesen.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013) wurde sie nur einmal nachgewiesen, als Einzeltier auf einem Acker.

<i>Harpalus griseus</i>	TRSS: 41,6474 (<0,0001)	SSW> KIHN> SO> KIE> (LITR)	NDW, (LITR), TRSS, KIE, KIHN, SSW, SO	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: 9,1057 (0,0025); <600: (Trend: 3,1179; 0,0774)
-------------------------	----------------------------	----------------------------------	---	------	----------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) zeigt eine Konzentration auf Sandgebiete und Flusstäler. Die vier Datensätze mit Nachweis beispielsweise von einem Kahlschlag im Fichtenforst zeigen, dass Waldhabitate nicht ganz gemieden werden, und auch andere als Sandstandorte besiedelt werden, obwohl diese im Datenbestand unterrepräsentiert sind. Eine Präferenz für trockene und sandige Standorte, und mithin ein stärker Standortsbezug als zum Bestand, ist in Übereinstimmung mit der Literatur.

Syntomus truncatellus ist wie *S. foveatus* eine, wenn auch weniger ausgeprägt xerophile Art, die auch nicht so stark wie jene auf sandige Standorte spezialisiert ist (Lindroth 1949, Marggi 1992). Müller-Motzfeld (2004) klassifiziert von den beiden Arten nur *foveatus* als xerotherm, und auch nur diese als psammophil. Obwohl „ausgeprägt heliophil“ (Lindroth 1949), tritt sie auch in lichtem Wald (Koch 1989) bzw. in „lichten trockenen Wäldern“, und auch speziell im Kiefernwald (Koch 1989) auf. Als Bodenarten sind Sand- wie Kies- und lehmige Böden sowie auch Torf geeignet, „wenn nur die Oberfläche einigermaßen trocken ist“ (Lindroth 1949). Gersdorf (1937) führte für Mecklenburg „Lichtung und Kultur“ in Kiefernwäldern, Heide, Dünen sowie trockene und sandige Äcker und Ackerbrachen, aber auch „sandige feuchte Felder“ als Lebensräume auf, Kiefern-Heidewälder fehlen indes (wie auch bei *S. foveatus*) in der Aufzählung. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiterem Hauptorkommen in Sandtrockenrasen und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. In Schleswig-Holstein kommt sie u.a. verbreitet auf trockenem Grünland und sandigen Äckern vor, und ist psammophil, aber im Gegensatz zu *S. foveatus* nicht „eupsammophil“ (Irmiler & Gürlich 2004).

In der Schweiz wird sie als „mesophile“ Art mit Präferenz für „Wiesen, Krautsäume und Feldraine, Gebüsche, Hecken, gebüschreiche Vorwaldgesellschaften, Waldränder“ eingeschätzt, und hat abundante Vorkommen u.a. in „Gehölzhabitaten“ und „Übergangszonen“ (Luka et al. 2009). In den Niederlanden (Turin 2000) ist sie v.a. in Habitaten auf Dünen, sandigem Kulturland und Heiden, und weniger abundant und stetig auch in Wäldern, v.a. jungen Nadelbaumbeständen und Pappelforsten verbreitet, und in Wäldern wesentlich stärker vertreten als *S. foveatus*.

Im Darmstädter Sandgebiet (Karafiat 1970) fand sie sich in den dortigen Dicrano-Pineten, während *S. foveatus* fehlte (trotz Vorkommens im Gebiet, vgl. Lehmann et al. 2004). Dahl (1925) beobachtete sie in sandigen Kiefernwäldern Brandenburgs/Berlins, und sieht im Vergleich zu *S. foveatus* eine Präferenz für bessere Böden. In der Senne fand Heitjohann (1974) sie nur in den lichten Gehölz-Pionierphasen der Heide, nicht der reinen *Calluna*-Heide, offenen Sandfläche, oder dem Kiefern-Altbestand; einzeln tritt sie auch auf Sandäckern (Kaiser 2007) auf. In der Döberitzer Heide ist sie weniger xerophil als *S. foveatus* und insbesondere in Vorwäldern gefunden worden (Grube & Beier 1998, Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) sind beide Arten verbreitet, *S. truncatellus* mit etwas höheren Präsenzwerten als die Schwesternart.

Sie ist flügeldimorph, makroptere und flugfähige Tiere aber wohl in vielen Populationen relativ selten (Turin 2000). Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Sie kann auch jüngere Kiefern-Anpflanzungen auf Asche, z.T. auch auf Abraum besiedeln (Schwerk & Szyszko 2008). Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer und z.T. Schwarzkiefer (Kielhorn 2004) trat sie relativ stetiger in den etwas älteren Beständen auf, mit Schwerpunkt in den 14-19jährigen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern ist die Stetigkeit in den jungen Beständen am höchsten (23%), doch tritt sie im Gegensatz zu *S. foveatus* auch in den älteren Beständen auf (8% Stetigkeit, vgl. Abb. A.4.9).

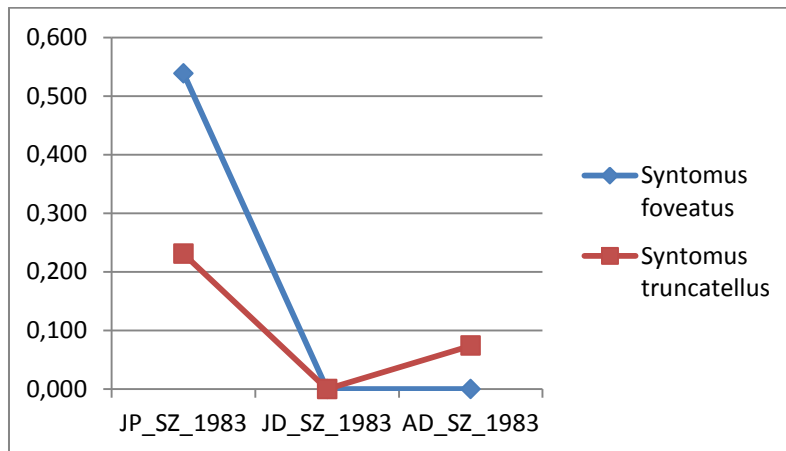


Abb. A.4.9.: Stetigkeitswerte der *Syntomus*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, ungefähren Nutzungsarten zugeordnet (errechnet aus Daten in Szysko 1983)

Auf Sturmwurfflächen in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski & Garbalinska 2007) und einem Düng- und Versauerungsversuch (Skłodowski 1995) trat sie nicht auf.

Die Art tritt nicht ausschließlich in Sandgebieten auf. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) war sie vertreten, auf Saumbiotop beschränkt. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) kommt sie in mäßiger Abundanz vor, v.a. auf den trockeneren Flächen.

Auf der Münchner Schotterebene tritt sie in den Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen, Kies-Aufschüttungen und einzeln auch auf Äckern und im jungen Galio-Carpinetum auf (Schulz 1992, von Rad 1997, Faas 1997, Hohmann 2013). In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie vereinzelt vertreten. Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) zeigt eine gewisse Präferenz für, aber keine Beschränkung auf Sandgebiete.

<i>Syntomus truncatellus</i>	TRSS: 41,6474 (<0,0001)	TRSS>SSW> KIHN>SO>KIE	NDW, (LITR), TRSS, KIE, KIHN, SSW, SO	S, F	-	NN<300: 9,1057 (00025); <600: (Trend: 3,1179; 0,0774)
------------------------------	-------------------------	-----------------------	---------------------------------------	------	---	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	--

Eine maximale Präferenz für trockene und sandige Standorte laut χ^2 -Maximalwert ist plausibel. Die stärkere Toleranz gegenüber Beschirmung im Vergleich zu Schwesternart kommt durch den höchsten Testwert zum Ausdruck, der entsprechende Waldstandorte beinhaltet, während *S. foveatus* den maximalen Testwert für offene Sandstandorte (SO) aufweist. In naturnahen Sandkiefernwäldern einschließlich halbnatürlicher DPI auf armen Sanden tritt *S. foveatus* indes mit höherer Stetigkeit (28%) als *S. truncatellus* (nur 6%) auf. Die Treue (Anzahl, individuenbasiert) für Sandstandorte (Kiefern-bestockt und offen) ist bei beiden Arten hoch, für die psammophile *S. foveatus* aber höher. Beide treten mit gewisser Stetigkeit (5%) auch in Kiefernforsten auf. *S. truncatellus* ist in (halb)natürlichen Kiefernwäldern ungefähr genau so selten wie in Kiefernforsten.

Waldfähige bewaldete Sandstandorte (SSW)

Der höchste Testbezug zu diesem Konvolut legt nahe, dass die bevorzugt besiedelten Standorte nicht ganz extreme Lockersande sind, sondern waldfähig, d.h. „bessere“ Sandstandorte (anlehmig, humos oder etwas nährstoffreicher), und anders als das Konvolut TRSS nicht so trocken.

Notiophilus aestuans wird in der Literatur v.a. für offene Habitats wie Ruderalfluren, sandige Äcker oder Heiden und Magerrasen genannt (z.B. GAC 2009). Gebert (2006) weist auf die regelmäßige

Verwechslung mit *N. aquaticus* hin, die manche Angabe zum Habitat und zur Höhenverbreitung beeinflussen haben könnte. Koch (1989) führt „Wärmehänge, *Calluna*-Heide, trockene Feldraine“ sowie Strände und Dünen auf, Hurka (1996) „offene, eher trockene Lebensräume: Steppe und Brachen.“ Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als xerotherm ein. Barner (1937) beschreibt sie aus dem nördlichen Westfalen von Heideflächen und aus „alten Sandgruben“ sowie aus abgetorften Mooren. In Schleswig-Holstein ist die Art Irmiler & Gürlich (2004) zufolge eine seltene Art der Sandheiden, Dünen und trockener Ruderalfluren. In Sachsen wird sie auf „leichten, eher trockenen Böden wärmebegünstigter Standorte mit einem Anteil bindigen Materials wie Lehm und Mergel“, auf Grünland, Magerrasen, Heiden, Ruderalfluren u.ä. Offenland-Habitaten und „sehr lichtem Wald und waldähnlichen“ Habitaten gefunden, mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Tiefland (Gebert 2006). Gersdorf (1937) zufolge trat sie in lichten Flechten-Kiefernwäldern Mecklenburgs „vereinzelt“ auf. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktvorkommen in Ginsterheiden, ohne Nennung weiterer Habitate.

Das Verbreitungsgebiet ist europäisch (Barsevskis 2007) bzw. „mitteleuropäisch-pontisch“ (Turin 2000). Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf, bezeichnet sie aber als „submontane Art“. Sie hat sich in den letzten ca. 100 Jahren nach ersten deutschen Meldungen in Bayern (Schilsky 1909 in Turin 2000) über ganz Deutschland ausgebreitet (Trautner et al. 2014).

In Polen werden u.a. Lichtungen in Kiefernwäldern und Heiden/Hochmoore, aber auch Äcker, schwach feuchte, kiesig-sandige, z.T. auch lehmig gemischte Böden besiedelt (Burakowski et al. 1973/74). In den Niederlanden erreicht sie höchste Präsenz und Abundanz auf Sandbrachen und in Nadelbaum-Jungbeständen, gefolgt von trocken gelegten Moorhabitaten und Offenland auf Dünen (Turin 2000). Marggi (1992) erwähnt lichten Kiefernwald als einen der Lebensräume in der Schweiz. In Frankreich ist es v.a. eine Art kalkiger, trockener Standorte der Ebene (du Chatenet 2005). Lindroth (1949) beschreibt die Art für Skandinavien als „fast xerophilen“ Bewohner „offenen, ziemlich bis ausgeprägt trockenen Kies- und Sandbodens (zuweilen mit Lehmbeimischung)“, wie *Calluna*-Heiden, sandigen Äckern u.ä., mit „stets ganz lichter Vegetation.“ In Mitteleuropa kommt sie „anscheinend mehr als bei uns auf Lehmboden vor, aber auch auf Sand, z.B. in Kiefernheiden“ (Lindroth 1949). Lönnberg & Jonsell (2012) stufen sie für schwedische Sandgruben als „Sandart“ ein.

In der Senne fand Heitjohann (1974) ein Einzeltier in feuchter *Calluna*-Heide mit Kiefern- und Birken-Aufwuchs. Aus Döberitzer (Beier & Korge 2001) und Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) fehlen Nachweise.

Sie trat auf einer Sturmwurflläche auf Jurakalk in Baden-Württemberg auf, nicht jedoch im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Auf Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nicht nachgewiesen. Turin (2000) zufolge ist sie makropter und wahrscheinlich flugfähig, was durch eigene Funde in Flug-Fensterfallen untermauert wird (s.u.), ebenso wie die rasche Verbreitung über das gesamte Land innerhalb eines Jahrhunderts (s.o.).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) war sie mit geringer Stetigkeit in allen Entwicklungsphasen vertreten. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit, aber geringer Abundanz und relativ höchster Abundanz in den versauernd behandelten Varianten auf.

Aus Oberfranken liegen wenige Nachweise vor, u.a. in Mooren, in Kiefernheide, Wald und Waldrändern und Weinbergen (Hofmann et al. 2001). Die Art wurde von Plachter (1983) auch in zwei von fünf untersuchten Abbaustellen gefunden, einer davon einer von Kiefernforst umgebenen, in lichter Sukzession begriffenen Sandgrube. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie im Bereich der Garching Haide in den Haiden, Heide-Wiederherstellungsversuchen, Kiesaufschüttungen und Äckern sehr stetig verbreitet, nur vereinzelt auch in den Lohwaldresten in Bodenfallen, hier aber z.T. auch in Fensterfallen nachgewiesen worden.

<i>Notiophilus aestuans</i>	SSW: 120,5279 (<0,0001)	KIHN>TRSS> KIE>LITR> BRAS	NDW, (MIN), LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS	Keine	-; höchster HT: -	NN<300: 60,5087 (<0,0001); <600: 4,6873 (0,0304)
-----------------------------	-------------------------	---------------------------	--	-------	-------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Nach χ^2 -Testwerten besteht die höchste Affinität der Art zu waldfähigen Sandstandorten, ferner zu halbnatürlichen Kiefernwäldern. Die meisten Funde im Datenbestand stammen aus sandigen Kiefernwäldern, sowie von einer Schlagabraum-Brandfläche. In der ISA werden halbnatürliche Kiefernwälder (HTS1X) und „Lichter, trockener Wald“ (HTB3) indiziert. Nach eigenen Beobachtungen (unveröff. Auswertungen von Beifängen in Kronen-Fensterfallen) tritt die Art mit gewisser Regelmäßigkeit in Kronen-Fensterfallen im Wald auf, was auf hohe Flugaktivität (auch im Wald) hindeutet, und für eine gute Ausbreitungsfähigkeit der Art spricht. Die Funde auf der Münchner Schotterebene zeigen, dass kein exklusiver Bezug zu Sandstandorten besteht.

Calathus ambiguus ist eine xerophile und thermophile Art trockener, v.a. sandiger, kiesiger oder felsiger Standorte wie speziell Flugsandstandorte, Trockenrasen, aber auch Äcker und Ruderalhabitate (Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996, Turin 2000, GAC 2009). Koch (1989) nennt auch Waldränder als Lebensraum. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) ist sie neben trockenen Äckern und „Sonderbiotopen“ auf Sandstandorten (beides als Hauptvorkommen) für kalkarme Magerrasen und trockene Nadelwälder (Nebenvorkommen) aufgeführt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Sandtrockenrasen, mit weiteren Hauptvorkommen in ausdauernden Ruderal- und Ackerunkrautfluren. Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als xerotherm und psammophil ein. Roubal (1938) listet sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei.

Gersdorf (1937) nannte die Art in Mecklenburg-Vorpommern nur für Binnendünen und Sandäcker, sowie seltener in Mooren, nicht für „Heidewälder“. In der Döberitzer Heide ist sie eine Art der sandigen, trockenen und mehr oder weniger offenen Flächen, im Zentralbereich der „Großen Wüste“ eine „Massenart“ und wesentlich weniger als *C. erratus* in der Lage, auch bereits mäßig stark bewachsene oder beschattete Bereiche zu besiedeln (Beier & Korge 2001). In der Senne fand Heitjohann (1974) sie indes nur in jungen Sukzessionsstadien der Heide, nicht auf offenem Sand, und Kaiser (2007) auf Sandäckern. In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet, aber seltener als *C. erratus*.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Sie ist makropter und wahrscheinlich flugfähig (Turin 2000).

Auf polnischen Sukzessionsflächen und Anpflanzungen nach Bergbau und auf Asche-Abraum (Schwerk & Szyszko 2008) tritt sie nur in den jungen Phasen beider Substrattypen bis etwa zum Alter 10 der Gehölzbestockung auf. Nur auf ärmsten Standorten wie den von Szyszko (1983) untersuchten Flechten-Kiefernwäldern kommt sie mit gewisser Stetigkeit über alle Bestandsalter hinweg vor, bevorzugt in der jüngsten Phase (mit 12% Stetigkeit). In den Untersuchungen von Sklodowski (1995) und Sklodowski & Garbalinska (2007) fehlt sie. Ghilarov (1961) fand sie in der russischen Steppenzone nur in den künstlichen Gehölzen, nicht der offenen Steppe oder den natürlichen Gehölzbiotopen der Schluchten.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983, Sieren & Fischer 2000) fehlen Nachweise.

<i>Calathus ambiguus</i>	SSW: 92,1432 (<0,0001)	KIHN>TRSS> KIE>LITR> BRAS	NDW, (MIN), LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, BRAS	S	-; Höchster HT: -	NN<300: 73,7124 (<0,0001); <600: 3,9017 (0,0482)
--------------------------	------------------------	---------------------------	--	---	-------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art ist ein xerophiler Offenland- und Lichtungsbewohner, der junge Sukzessionsphasen waldfähiger Standorte auf geeigneten Standorten bis zum Dickungsschluss zu nutzen vermag.

Calathus rotundicollis ist eine westeuropäisch verbreitete Art (Turin 2000), die nur im nordwestlichen Teil Bayerns vorkommt (Lorenz 2014). Noch 1860 war sie aus Deutschland unbekannt (Schaum 1860 in Horion 1941) und Horion (1941) nennt keine Funde der von ihm als „atlantischen Einwanderer“

bezeichneten Art aus Bayern oder Hessen. Es ist vorwiegend eine Waldart (GAC 2009), die Müller-Motzfeld (2006a), Lindroth (1986) und Turin (2000) zufolge Laubwälder bevorzugt, nach Gersdorf (1937) solche mit Unterwuchs. Sie kommt nach Koch (1989) aber neben Laubwäldern auch in Kiefernwald, sowie in Schwarzerlen-Bruchwald vor. Irmeler & Gürlich (2004) beschreiben die Art für Schleswig-Holstein als in „kleinen, von Äckern umgebenen Wäldern“, Knicks und an Waldrändern besonders häufig. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in mesophilen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ und bodensauren Wäldern und Forsten. Neben Wald werden in geringerem Umfang auch Lebensräume des Offenlandes wie Dünen und Heide (Koch 1989), manchen Autoren zufolge aber v.a. solche auf „schweren Böden (Äcker, Grünland)“ (Müller-Motzfeld 2006a) bzw. „bevorzugt auf Lehm und Lösslehm“ (Burmeister 1939) genutzt. Anders als die meisten anderen heimischen Arten der Gattung ist die Art nicht xerophil oder xerotherm (Müller-Motzfeld 2004), sondern „mesohygrophil“ (Irmeler & Gürlich 2004 für Schleswig-Holstein) bzw. „schwach hygrophil“ (Koch 1989).

In der Döberitzer Heide kommt die Art neben „stark beschatteten Laubwaldstandorten“ auch und sogar besonders abundant in „feuchteren Waldbereichen“ vor (Beier & Korge 2001). Gersdorf (1937) als Referenz für „Heide-Kiefernwald“ Mecklenburgs erwähnte die Art für diesen Lebensraum oder überhaupt Kiefernwälder nicht, sondern nur für die „Rostocker Heide“ und „Laubwald mit Unterwuchs“. Winter (2005) fand sie in diesem Teil Deutschlands mehrfach in Buchenwäldern. Auch in der dortigen Ueckermünder Heide ist sie verbreitet (Stegemann 2002). Im Bereich der Senne fand Heitjohann (1974) sie nur im Eichen-Birken-Wald der Senne und dem Buchen-Eichenwald am Senne-Rand.

In den Eichen-Hainbuchenwäldern tieferer Lagen Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b), tritt sie nur teilweise, dann aber z.T. abundant auf, u.a. in als Hutewald bewirtschafteten (Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b). In Eichen-Hainbuchenwäldern der Mittelgebirge (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) fehlt sie.

In Baden-Württemberg fehlt sie weitgehend bzw. erreicht den Arealrand (Trautner et al. 2014). Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie ebenso wenig auf wie auf Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001). Die Art ist flügeldimorph und flugfähig (Turin 2000).

Im Nationalpark Hainich (Weigel & Apfel 2011, Brüggemann 2008) wurde sie bisher nicht nachgewiesen, ebensowenig im Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013), in vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) oder im Reinhardswald (Schaffrath 2001).

In Polen mit seinen gut untersuchten, ausgedehnten Kiefernwäldern fehlt die Art. In Skandinavien (Lindroth 1986) bevorzugt die Art Buchenwälder und Wälder mit Mullboden, sowie auch Parks und Gärten. In den Niederlanden (Turin 2000) ist es eine Art, die weit überwiegend im Wald gefunden wurde und fast alle Waldtypen besiedelt, neben feuchtem Laubwald auch Eichen-Birken- und Eichen-Hainbuchen-Wälder sowie junge und alte Nadelforste. In der Schweiz tritt die Art nur marginal auf (Marggi 1992, Luka et al. 2009). In französischen Eichen-Mittelwäldern war sie nach dem Einschlag (jedoch nicht signifikant) abundanter als davor (Richard & Gosselin 2005). In der Landes-Region fanden Barbaro et al. (2006) sie nur in „altem Laubwald“. In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie v.a. an feuchten Stellen im Wald, v.a. in Mischwäldern, Kastanien- Eichen oder Kiefernwäldern sowie an Waldrändern vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

<i>Calathus rotundicollis</i>	SSW: 87,6910 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: 126,5629 (<0,0001); <600: n.s.
-------------------------------	------------------------	-----------------------	----------------------------	------	-------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Präferenz für waldfähige Sandstandorte steht eher im Widerspruch zur Literatur, könnte aber mit der Arealandsituation zusammenhängen, über regionale Stenökie. Die einzigen Funde dieser Art stammen aus einem Sandgebiet der Untermainebene. Möglicherweise ist es der in Bayern begrenzten Verbreitung geschuldet, dass die Art in anderen Waldlebensräumen Bayerns nicht gefunden wurde.

Auch in Buchenwäldern des westlichen Unterfrankens (Projekt KLIP12, Müller-Kroehling et al. 2014a) wurde die Art indes beispielsweise nicht nachgewiesen.

Calathus cinctus wurde in der Vergangenheit z.T. als Unterart von *C. mollis* angesehen (z.B. Marggi 1992). Es ist eine xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) bzw. xerophile (Luka et al. 2009) Art des Offenlands, die trockene und wärmegetönte, meist sandige Standorte wie Dünen, Sandtrockenrasen, Magerrasen, sandige Äcker und Ruderalstandorte besiedelt (Müller-Motzfeld et al. 2006a, Koch 1989, Hurka 1996, Lindroth 1996, GAC 2009, Luka et al. 2009). In Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004) ist sie auf trockenen, sandigen Habitaten wie sandigen Äckern verbreitet. In den Niederlanden werden v.a. Habitate des Kulturlandes auf Sand und Heiden, ganz vereinzelt und in geringem Umfang auch junge und trockene Nadelwälder besiedelt (Turin 2000).

In der Ueckermünder Heide ist sie verbreitet (Stegemann 2002). In der Döberitzer Heide es eine xerophile „Charakterart der Sandtrockenrasen“ und seltener auf *Calluna*-Heide (Beier & Korge 2001). Aus der Senne wurde sie von Heitjohann (1974) nicht aufgeführt; Kaiser (2007) fand sie auf einem der untersuchten Sandäcker. In einem Berliner Gebiet mit Wald und Waldsukzession bzw. Jungwald auf Ruderalstandorten (Gospodar 1981) kommt sie sowohl auf unbewaldeten Ruderalflächen wie auch stetig in den jungen Gehölzen, Gebüsch und Anpflanzungen vor, ebenso wie vereinzelt im Kiefernforst, nicht aber im Pino-Quercetum.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie ebenso wenig auf wie nach Waldbränden (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983), Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Skłodowski 1995) fehlt sie. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie auf Feuerschutzstreifen und im Grünland gefunden (Barbaro et al. 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983, Sieren & Fischer 2000) fehlen Nachweise.

<i>Calathus cinctus</i>	SSW: 87,6910 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t	-; Höchster HT: -	n.t.
-------------------------	---------------------------	--------------------------	----------------------------------	-----	----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der Literatur zufolge wird Wald eher nur ertragen als favorisiert, so dass ein Test für offene Sandstandorte (SO) plausibler wäre. Die drei Funde stammen alle aus dem bayerischen Untermaingebiet, wo die Art auch eine Vorkommenshäufung aufweist, neben Vorkommen in der mittelfränkischen „Sandachse“ und den Sandgebieten der Donau.

Masoreus wetterhallii ist eine xerophile Art (Lindroth 1986, Irmeler & Gürlich 2004, Müller-Motzfeld 2004). Sie besiedelt offene, trockene Habitate wie Sandheiden, Dünen, Sandtrockenrasen, trockene Äcker und sandige Felder, „Ödland“, „Steppe“, Küstenhabitats und (niedrigwüchsige) Ruderalfluren (Burmeister 1939, Lindroth 1986, Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009). Die Art ist psammophil (Koch 1989, Irmeler & Gürlich 2004, Müller-Motzfeld 2004), bevorzugt dabei aber als „azidophobe“ Art basenreiche Substrate (Irmeler & Gürlich 2004). Neben der „geringe Höhe der Vegetationsdeckung“ ist auch die „Höhe und Feinheit der Streuauflage für das Vorkommen der Art wichtig“ (Hoffmann in Amler et al. 1999).

Burmeister (1939) erwähnt Funde unter niedrigwüchsigen Pflanzen, u.a. [jungen] Kiefern. Nach Hurka (1996) besiedelt sie in Tschechien und Slowakei unbeschattete Habitate. Neben verschiedenen Offenhabitats besiedelt sie in den Niederlanden gelegentlich auch Eichen-Birkenwälder (Turin 2000).

In der Ueckermünder Heide wurde sie v.a. auf Binnendünen nachgewiesen (Stegemann 2002), in der Döberitzer Heide auf (nicht zu lückigen) Sandtrockenrasen und in *Calluna*-Heiden (Beier & Korge 2001). In der Senne wurde sie von Heitjohann (1974) nur in letzterem Habitat gefunden. Mossakowski (1964a) fing sie auf Amrum als Einzeltier in einer Küstendünen-Aufforstung mit „*Pinus montana*“ und *P. sylvestris*.

Auf Waldbrand- (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) und Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998) wurde sie nicht nachgewiesen. Sie ist flügel dimorph, aber wohl überwiegend nicht flugfähig (Turin 2000).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit 19% Stetigkeit ausschließlich in den jungen Phasen auf.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983, Sieren & Fischer 2000) fehlen Nachweise.

<i>Masoreus wetherhallii</i>	SSW: 58,3959 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	-; höchster HT: -	NN<300: 84,2817 (<0,0001); <600: n.s.
------------------------------	------------------------	-----------------------	----------------------------	------	-------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art ist trockenpräferent, aber nicht streng psammophil. Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) zeigt zwar eine starke Konzentration auf die großen Sandgebiete. Die Einschätzung als azidophobe Art (Irmeler & Gürlich 2004) spricht eher für SSW als für die ärmeren Lockersand des Konvoluts SO, den Testwert tendenziell bestätigend. Die wenigen Funde im Datenbestand reichen aber nicht aus um zu klären, ob wirklich waldfähige Sandstandorte (SSW), oder aber offene Sandstandorte (SO) oder das Konvolut trockener und sandiger Standorte (TRSS) der höchsten Affinität entsprechen.

Amara municipalis ist ein xerothermer, psammophiler (Müller-Motzfeld 2004) Ruderalpionier (Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009, Marggi 1992). Sie fordert dabei nach Schlüter et al. (1982 in Marggi 1992) „Boden mit reichlich Kalk und einem hohen pH-Wert“, und ist daher Lindroth (1986) zufolge eher synanthrop verbreitet, u.a. auf Ruderalstandorten und in Abbaustellen. Lindroth (1986) zufolge präferiert sie in Skandinavien Stellen mit „spärlicher Vegetation“. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt vorkommen in „ausdauernden Ruderalfluren“, mit Nebenvorkommen in Queckenfluren. Schlüter & Gospodar (1982) zufolge stellt sie Anforderungen an das Vorhandensein einer Pflanzenbedeckung z.B. in Form einer Ruderalvegetation, während Gruttke (1989) sie auf einer Berliner Ruderalbrache auf Talsand als eine der dominanten Arten fand, und dies signifikant stärker auf einer Teilfläche, auf der die Staudenvegetation experimentell entfernt worden war. Gospodar (1981) indes beobachtete sie sowohl auf Ruderalflächen ohne wie auch mit Baumbestand. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer (Kielhorn 2004) trat sie stetig in den bis fünfjährigen Beständen auf, danach fast fehlend.

In der Senne fehlt die Art offenbar (Renner 2011, Kaiser 2007). In der Döberitzer Heide besiedelt sie trockene Offenflächen (Trockenrasen, Ruderalfluren, Besenginster-Heide), aber nicht ganz offenen Sand (Beier & Korge 2001). Gersdorf (1937) führte sie nicht auf, in der Ueckermünder Heide ist sie eher selten (Stegemann 2002).

Auch auf Kahlflächen im Wald kann sie auftreten, so beispielsweise auf einer Sturmwurffläche des baden-württembergischen Jura, wo sie im stehenden Vergleichsbestand fehlte (Kenter et al. 1998). Auf Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) war sie nicht vertreten.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983), Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Skłodowski 1995) fehlt sie. Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzone, nicht der offenen Steppe.

Auf der Münchner Schotterebene lagen Nachweise in alten und wiederhergestellten bzw. neu angelegten Haiden und Aufschüttungsflächen und auf Äckern (Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998).

<i>Amara municipalis</i>	SSW: 58,3959 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW,	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: 84,2817 (<0,0001); <600: n.s.
--------------------------	------------------------	-----------------------	-----------------------------	------	-------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die in der Literatur geschilderte Präferenz für basenreiche Standorte, die auch kiesig sein dürfen, d.h. nicht rein sandig sein müssen, widerspricht der Einstufung als Art waldfähiger Sandstandorte nicht, stellen die Art jedoch möglicherweise eher in den Kontext basenreicherer Kiefernwald-Typen. Auch die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) konzentriert sich eher auf Flusstäler als auf die Flugsandgebiete.

Ophonus puncticeps ist ein xerothermer (Müller-Motzfeld 2004) bzw. mäßig xerothermer Brachlandpionier (Marggi 1992) bzw. Art offener Habitats wie Heiden, Trockenrasen, „Steppen“, Grünland, Abbau- und Ruderalstellen (Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009), v.a. solcher der „extensiven Kulturlandschaft“ (Marggi 1992). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, ohne Nennung weiterer Habitats. Burmeister (1939) erwähnt auch Waldränder und Lichtungen als Lebensräume. Hurka (1996) zufolge kann die Art auch in teilweise beschatteten Lebensräumen auftreten. In Skandinavien bevorzugt die thermophile Art lückige, aber hohe Vegetation auf tonigen oder kalkhaltigen Standorten (Lindroth 1986). In den Niederlanden werden Offenland-Habitats wie Dünen- und sandiges Grasland sowie (relativ abundanter) Kalkgrasland besiedelt (Turin 2000). *Ophonus*-Arten sind obligate, ausschließliche Samenfresser und „Kulturflüchter“, die u.a. auf „umbelliferenreichen Ruderalfluren ihr Optimum finden“ (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

Gersdorf (1937) listete sie für Mecklenburg nur für verlassene Äcker. In der Ueckerländer Heide ist sie sehr selten und wurde u.a. auf einem Trockenrasen gefunden (Stegemann 2002). Für die Döberitzer Heide konstatieren Beier & Korge (2002) ein weniger thermophiles Vorkommen als für die anderen Arten der Gattung, und zwar bevorzugt in Ruderalfluren, insbesondere auf *Daucus carota*. Aus der Senne fehlen Nachweise (Renner 2011, Kaiser 2007).

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983), Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlt sie.

Auf der Münchner Schotterebene lagen Nachweise in alten und wiederhergestellten bzw. neu angelegten Haiden und Aufschüttungsflächen und auf Äckern (Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998). Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen als Einzeltier an einer Probestelle mit lehmigem Rohboden.

<i>Ophonus puncticeps</i>	SSW: 58,3959 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: 20,0801 (<0,0001); <600: n.s.
---------------------------	---------------------------	--------------------------	----------------------------------	------	----------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die einzigen beiden Funde in der Datenbank stehen im Kontext von Kiefernbestockungen auf Sandstandorten, waldfähige Sandstandorte (SSW) erreichen den höchsten Chi²-Testwert. In Bayern ist die Art mit einer gewissen Konzentration auf tiefere Lagen weiter verbreitet (Lorenz 2014). Ein starker Bezug zu Sandstandorten besteht auch laut Literatur nicht. Die Funde auf Kulturhabitats der Münchner Schotterebene und die z.T. erwähnte Präferenz für basenreichere Standorte sprechen gegen einen starken Bezug zu sandigen Standorten.

Amara ingenua ist eine xerotherme Art (Müller-Motzfeld 2004), die „leichtere Böden mit schwachem Bewuchs bevorzugt, besonders, wenn der Salzgehalt leicht erhöht ist“ (Hieke 2001). Auch Müller-Motzfeld (2004) typisiert sie als halophile Art, Koch (1989) als „halotolerant“. Sie besiedelt Äcker und anderen Habitats der Kulturlandschaft, Sandgruben, Heide, Ufer, auch Salzhabitats (Burmeister 1939, GAC 2009) wie Salzwiesen oder Abraumhalden des Kalibergbaus (Koch 1989, Hieke 2001). In der

Schweiz werden v.a. Ruderalstandorte, Trockenrasen und Magerwiesen sowie Äcker mit Hackfrüchten besiedelt (Luka et al. 2009), nach Marggi (1992) besonders gern „kleine, hoch gelegene Äcker mit lockerem Boden.“ Lindroth (1986) beschreibt die Art für Skandinavien als „ausgesprochen synanthrope Art“ der Äcker und „Ruderalstellen zwischen den Unkräutern“, sowohl auf sandigem wie lehmigem Boden. Auch Turin (2000) bezeichnet sie als „synanthrop“, evtl. gar „nitrophil“; allerdings befindet sie sich in den Niederlanden am Arealrand und ist ausgestorben oder verschollen. Hieke (2001) vermutet, dass der positive Einfluss der Düngung indirekter Natur ist, da diese die von der Art bevorzugten Pflanzen fördert; einen direkten Einfluss von Phosphaten, Kalisalz und Ammoniak konnte Lindroth (1949, in Hieke 2001) nicht nachweisen. Da „steriler Sand“ gemieden wird, ist eine „Beimischung von lehmigen Bestandteilen oder Geröll“ für die Art (auf solchen Standorten) förderlich (Hieke 2001). Neben Offenland kommt sie Burmeister (1939) zufolge auch „in Wäldern“ vor, doch ist diese Angabe die Ausnahme.

In der Senne (Renner 2011, Kaiser 2007) und in der Döberitzer Heide (Beier & Korge 2001) wurde sie nicht nachgewiesen, in der Ueckermünder Heide hingegen abundant gefunden, allerdings eher auf Ruderalfluren und Mülldeponien (Stegemann 2002). Ähnlich ist es in Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004). Auch Hieke (2001) beschreibt abundante Vorkommen auf ruderalen Standorten aus Trümmerschutt. Gospodar (1981) fand sie in einem Berliner Gebiet ausschließlich und abundant auf der offenen Sukzessionsfläche einer ehemaligen Kiesgrube, nicht in den Gehölzen, Gebüsch, Anpflanzungen, Lichtungen und jungen oder alten Wäldern der Ruderalstandorte. Sie ernährt sich u.a. von *Polygonum*-Samen (Lindroth 1986).

Ghilarov (1961) stellte sie in der russischen Steppenzzone nur in den künstlichen Gehölzen, nicht der offenen Steppe oder den natürlichen Gehölzbiotopen der Schluchten fest.

<i>Amara ingenua</i>	SSW: 29,1656 (<0,0001)	KIHN> TRSS> KIE> LITR	LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: 42,0942 (<0,0001); <600: n.s.
----------------------	------------------------	-----------------------	----------------------------	------	-------------------	---------------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der Verbreitungsschwerpunkt der Art in Deutschland (Trautner et al. 2014) ist deutlich kontinental. In Bayern (Lorenz 2014) wurde sie selten nachgewiesen und kommt v.a. in Sandgebieten vor. Der einzige Fund in der Datenbank stammt aus dem Untermaingebiet. Der Literatur zufolge wird Wald in Mitteleuropa eher nur ertragen als favorisiert, so dass ein Maximal-Testwert für offene Sandstandorte (SO) plausibler wäre, oder auch ein Konvolut, das weitere trockene Standorte anderer Bodenarten des Offenlandes umfasst.

(Natürlicherweise) offene Sandstandorte (SO)

Die hierfür maximal getesteten Arten sind prinzipiell solche, die ihren Lebensraum bevorzugt in nährstoffarmen Lockersanden finden, wie er sich u.a. auf Dünen oder in Sandmagerrasen findet, die tendenziell auch primär waldfrei sind, d.h. locker geschichtet, humusarm und trocken.

Harpalus smaragdinus ist eine xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) und v.a. in Nordeuropa sehr ausgeprägt xerophile, „hitzepräferente“ (Lindroth 1986) Art, die trockene bis sehr trockene, unbeschattete Habitate (Hurka 1996) wie Zwergstrauchheiden, Dünen, Sandküste, Sandtrockenrasen, sandige Äcker und Ruderalfluren, „Ödland“, lückiges Grasland und „Steppe“ (Koch 1989, Hurka 1996, Gersdorf 1937, Burmeister 1939, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986, GAC 2009, Turin 2000, Irmeler & Gürlich 2004), aber nach manchen Autoren (z.B. Barner 1954, Kaiser 2004) auch Habitate auf Kalk wie „Kalktriften“ (Koch 1989) besiedelt. Koch (1989) nennt auch trockene Waldränder und trockene, lichte Wälder, Burmeister (1939) auch „in und an Wäldern“, Barner (1954) für Nordwestfalen „an sonnigen Waldrändern.“ Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt vorkommen in Sandtrockenrasen, mit weiterem Hauptvorkommen in Ackerunkrautfluren und einem Nebenvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren. Gersdorf (1937) listete sie für Mecklenburg u.a. auch für Lichtungen in Laubwäldern und Lichtungen und Kulturen in Kiefernwäldern. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

In der Ueckermünder Heide kommt sie stetig vor (Stegemann 2002), in der Döberitzer Heide ist sie auf trockenen, vegetationsarmen Flächen verbreitet (Beier & Korge 2001). In der Senne fand Heitjohann

(1974) sie auf der Sand-Offenfläche abundanter als in Sukzessionsbereichen, Kaiser (2007) auf Sandäckern stetig und mäßig abundant. Gospodar (1981) stellte sie auf Lichtungen und in Gebüschern stärker als im Pionierwald und unbewaldeten Ruderalhabitaten fest, in Kiefernforst und Pino-Quercetum fehlte sie. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) ist sie in Jungbeständen sehr stetig vertreten (89%), um dann in den älteren Bestandsphasen fast ganz zu verschwinden. Auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) fehlte sie. In einen Dünge- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) trat sie vereinzelt in einigen der Varianten auf. Im Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie auf Brandschutzschneisen nachgewiesen (Barbaro et al. 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) fehlen Nachweise.

<i>Harpalus smaragdinus</i>	SO: 433,4060 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW> KIHN> NDW> MIN	NDW, LH, MIN, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, WBF, SO	S, F, A	-, Höchster HT: WBF	NN<300: 30,5491 (<0,0001); <600: 8,6415 (0,0033)
-----------------------------	---------------------------	-------------------------------------	---	---------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Obwohl die Art auch für Kalkstandorte genannt wird, ist sie doch in Bayern (Lorenz 2014) offenbar stark auf Sandgebiete konzentriert. In den vergleichend ausgewerteten, umfangreichen Daten aus der Münchner Schotterebene mit der Garching Haide (Hohmann 2013) fehlt sie beispielsweise. Der sehr hohe χ^2 -Maximalwert, der auf offene Sandhabitats lautet, kann daher für Bayern als zutreffend angesehen werden. Auch zu Sand, trockenen Bedingungen und fehlender oder geringer Auflage bestehen Merkmals-Affinitäten laut Tests.

Syntomus foveatus ist Müller-Motzfeld (2006a) zufolge eine „ausgesprochene Sandart.“ Müller-Motzfeld (2004) stuft *foveatus* als xerotherm und psammophil ein. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Dahl (1925) zufolge liebt sie kalkfreien Boden und kommt u.a. auf armen Sanden mit *Calluna vulgaris* und Rentierflechten vor. Koch (1989) nennt „Kiefernheide“ als Habitat neben anderen, offenen Lebensräumen, Hurka (1996) Waldränder und Waldsteppe, d.h. ebenfalls lichten Wald. Gersdorf (1937) führte für Mecklenburg „Lichtung und Kultur“ in Kiefernwäldern sowie trockene und sandige Äcker und Ackerbrachen als Lebensräume auf. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in Sandtrockenrasen, mit Nebenvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, Queckenfluren und Ackerunkrautfluren. In Schleswig-Holstein präferiert die Art Heiden und Dünen und zeigt eine Präferenz für saure Standorte, ohne azidophil zu sein, und ist „eupsammophil“ (Irmeler & Gürlich 2004).

In der Schweiz wird sie als xerophile Art mit Präferenz für „Krautsäume und Feldraine, Wiesen“ aufgefasst (Luka et al. 2009). In den Niederlanden (Turin 2000) ist sie v.a. in Habitaten auf Dünen, sandigem Kulturland und Heiden, und weniger abundant und stetig auch in Wäldern, v.a. jungen Nadelbaumbeständen und Eichen-Birkenwald verbreitet.

In der Senne erreicht sie in der Untersuchung von Heitjohann (1974) die relativ maximale Aktivitätsdichte in der *Calluna*-Heide und kommt ferner in Sukzessionsstadien derselben vor, nicht im offenen Sand oder im Kiefern-Altbestand, und auf Sandäckern (Kaiser 2007) nur als Einzeltier auftretend. In der Döberitzer Heide ist es eine Art der Sandtrockenrasen, meidet aber vegetationsarme und -lose Stellen (Beier & Korge 2001).

Rink (1991) fand sie in Berliner Forsten auf der trockensten der untersuchten Flächen. Detzel et al. (1993) stellten sie u.a. auf einer Waldlichtung auf einer Flugsanddüne fest. Rabeler (1951) meldete sie aus schwachwüchsigen Kiefernforsten eines weiträumigen hannoverschen Dünengebietes. Peschel (1994) vermutet eine Bevorzugung des Übergangsbereiches von Heide zu Wald. Gospodar (1981) fand sie mäßig abundant auf einer unbewaldeten Kiesgruben-Sukzessionsfläche Berlins, weniger abundant nach einsetzender Gehölz-Sukzession und nur als Einzeltier in Gehölz-Sukzessionen der Ruderalstandorte. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen der Lausitz mit Kiefer (Kielhorn 2004) trat

sie stetig v.a. in den bis drei- bis fünfjährigen Beständen auf, z.T. aber auch noch den etwas älteren, und in den ganz jungen weniger stetig und abundant.

Sie ist flügeldimorph und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000). Auf Waldbrandflächen im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) und der Lüneburger Heide (Winter 1980) war sie vertreten, auf den Vergleichsflächen fehlend. Auf dem von Kolbe (1981) untersuchten Waldbrand im Rheinland trat sie nicht auf. Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand profitierte sie deutlich (Melber & Prüter 1997). Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) wurde sie nicht festgestellt.

Lindroth (1949) beschreibt sie für Skandinavien als „ausgeprägt xerophile Art, die stets auf offenem, sonnenexponierten Sand oder Kies mit spärlicher Vegetation“ vorkommt. Gerhardt (1910) fand sie in Schlesien „an trockenen, sandigen Orten, unter *Calluna*, Rentiermoos, Steinen etc.“

In den von Szyszko (1983) untersuchten polnischen Flechten-Kiefernwäldern trat die Art mit hoher (54%) Stetigkeit in jungen Stadien auf, um in den älteren vollständig zu fehlen. Diese Ergebnisse zeigen auch im Vergleich zur Schwesternart (Abb. A.4.9.), dass *S. foveatus* als ausgesprochenere Sandart und typische „Offenland-Art“ nur in der Jugendphase des Waldes auftritt, hier allerdings mit hoher Stetigkeit, während *S. truncatellus* auch in allen lichtereren Waldphasen (junge und alte, nicht mittelalte Dichtschlussphasen) auch in den eigentlichen Kiefernwäldern regelmäßig auftreten kann. In einem polnischen Kiefern-Dünge- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) trat die Art in den meisten der Varianten in geringer Abundanz auf. Auf Sturmwürfen in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski & Garbalinska 2007) fehlte sie ebenso wie in den Vergleichsbeständen.

Im Landes-Gebiet Südwestfrankreichs (Barbaro et al. 2006) wurde sie in wenigen Individuen auf Brandschutzriegel, Grünland und in junger Kiefernanzpflanzung gefunden. In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie neben Vorkommen in verschiedenen trockenen bis feuchten, offenen Habitaten auch in Kiefern-, Esskastanien, Eichen- und Mischwäldern sowie speziell auch unter der Rinde von Pinien nachgewiesen, ferner in Heiden und Ginsterheiden (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Auf der Münchner Schotterebene wurde die Art in einer alten Haide (der Garchinger Haide) und einer Kiesaufschüttung im Rahmen eines Wiederherstellungsversuchs gefunden (Schulz 1992). Von Plachter (1983) wurde sie in einer von Kiefernforst umgebenen, in lichter Sukzession begriffenen Sandgrube festgestellt. Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) zeigt eine deutliche Konzentration auf Sandgebiete.

<i>Syntomus foveatus</i>	SO: 375,1180 (<0,0001)	TRSS>OS> SSW>KIHN> WBF	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF, SO	S, GR, F, (A), (SR)	-	NN<300: 19,3708 (<0,0001); <600: 12,6402 (0,0004)
--------------------------	---------------------------	------------------------------	--	------------------------	---	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Höchsten χ^2 -Testwert mit sehr hohem Wert erreichen offene Sandstandorte. Die Art fehlt in den untersuchten CPI, tritt aber innerhalb des Spektrums der Kiefernwälder dennoch nur in natürlichen oder naturnahen Wäldern auf Sandstandorten auf, d.h. nicht in Kiefernforsten. Auch auf Brandflächen auf Sand wurde sie gefunden. In der ISA erreichen offene Sandstandorte ebenfalls höchste Werte, am höchsten auf Ebene der HTS1X. Auch für trockene und sandige Standorte wird wie im χ^2 -Test ein signifikanter Wert erreicht, ebenfalls für das Konvolut von Kiefern- und offenen Sandstandorten (HTB3X). Die ISA-Werte wie die χ^2 -Testerwerte sind plausibel.

Harpalus anxius ist eine xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) bzw. „ausgeprägt xerophile“ (Marggi 1992), psammophile (Müller-Motzfeld 2004) Art, die Sandmager- und Trocken-Habitats, Heiden, Rohbodenflächen, Abbaustellen und Ruderalfluren sowie Sandäcker besiedeln kann (GAC 2009, Koch 1989, Gersdorf 1937, Irmeler & Gürlich 2004, Kaiser 2004). Koch (1989) erwähnt ferner Kalktriften. Marggi (1992) beschreibt den Standort als „vornehmlich etwas humusgemischten Sand und kiesige Stellen.“ „Steriler Boden“ wird gemieden, stattdessen dichte, aber nicht zu hochwüchsige Vegetation präferiert (Marggi 1992). Koch (1989) zählt auch „Kieferngehölze“ und „trockene

Waldränder auf, Gersdorf (1937) für Mecklenburg auch „Heidewald“, Kiefern-Jungbestände, Lichtungen und Ginsterheiden. Kaiser (2004) nennt u.a. „lichte Wälder“ und „an Waldrändern“. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, mit weniger bedeutsamen Vorkommen in Quecken- und Ackerunkrautfluren. In den Niederlanden werden neben offenen Habitaten auch junge Nadelholzbestände und Eichen-Birkenwald besiedelt. Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991). Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

In der Senne fand sich die Art nur in Sukzessionsstadien der *Calluna*-Heiden (Heitjohann 1974), nicht hingegen in den von Kaiser (2007) untersuchten Sandäckern. In der Döberitzer Heide besiedelt sie trockene, offene Habitats wie den gesamten Bereich der „Großen Wüste“ einschließlich von Silbergrasfluren, dabei aber vegetationsarme oder -lose Bereiche meidend (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide ist sie verbreitet (Stegemann 2002).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit recht hoher Stetigkeit (31%) in den Jungbeständen auf und fehlt in den älteren Bestandsaltern.

Obwohl möglicherweise teilweise flugfähig, ist das Ausbreitungspotenzial vermutlich gering (Kaiser 2004). Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In Galizien (Nordwestspanien) nutzt sie v.a. Heiden und Stranddünen und anderen Sandstandorte mit spärlicher Vegetation als Lebensraum (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) fehlen Nachweise.

<i>Harpalus anxius</i>	SO: 364,0728 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW> KIHN> CPI	NDW, LH, MIN, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, CPI, SO	S, F	-; Höchster HT: CPI	NN<300: 13,9253 (0,0002); <500: 7,8471 (0,0051)
------------------------	---------------------------	--------------------------------	---	------	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die bayerische Verbreitung (Lorenz 2014) umfasst Flusstäler und Sandgebiete. Die zehn Fundpunkte im eigenen Datenbestand stammen alle aus dem Kontext offener Sandhabitats oder ihre Übergänge zu lichten Kiefernwäldern. Die Nennung gehölzbeeinflusster Habitats in der Literatur ist die Ausnahme, so dass der höchste Testwert plausibel ist.

Cicindela hybrida, mit deutschem Namen Dünen-Sandlaufkäfer, ist nach Müller-Motzfeld (2004) xerotherm und psammophil. Burmeister (1939) nennt „u.a. an sandigen Wäldern (Kiefer, Buche), auf waldnahen Feld- und Wiesenwegen, in Heidegebieten und Sandgruben“, ferner in Küstendünen und kiesigen oder sandigen Flussufern als Lebensräume, Koch (1989) auch „sandige lichte Wälder“, neben sandigen Ufern, Dünen, sandigen Abbaustellen und Sandtrockenrasen. Auch Spargelfelder werden besiedelt (Dingler 1934, Rethmeyer 1989), wahrscheinlich v.a. an deren Rändern, sowie auch andere Sandäcker (z.B. Kaiser 2007). Trautner (1996a) führt im Zielartenkonzept Baden-Württemberg als Hauptvorkommen Sonderbiotope“ auf Sandstandorten, trockene Rohbodenstandorte und Fließgewässer (hier wohl: Rohbodenreiche-Ufer bestimmter Körnung), sowie als Nebenvorkommen auch „trockene Nadelwälder“ auf. Für Hessen gibt Korell (1983a) an, dass die Habitats „in sandigen Wald- und Feldgebieten“ liegen. Für Schleswig-Holstein werden von Irmeler & Gürlich (2004) nur offene Sandstandorte genannt. Trautner & Detzel (1994) zufolge werden Stellen „mit spärlicher Vegetation (Deckungsgrad bis ca. 5%) bzw. der Übergangsbereich offener Sande zu spärlichem bis dichterem Bewuchs“ besiedelt. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Kolbe (1981) stellte sie einzeln auf einer rheinländischen Waldbrandfläche fest, auf anderen Waldbrandflächen (Winter 1980, Trautner & Rietze 2001) fehlt sie, ebenso auf Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998).

In Holland tritt die Art neben den Hauptvorkommen auf Dünen in jungen Nadelbaumanpflanzungen auf. Für Tschechien und Slowakei nennt Hurka (1996) „trockene, sandige Habitate“, schränkt dies aber nicht in Bezug auf die Beschirmung ein. Wie auch bei *C. sylvatica* geht die Stetigkeit des Auftretens in polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) nach der Jugendphase stark zurück, jedoch nicht ganz so stark wie bei jenem, und steigt in Altbeständen ebenfalls wie bei jenem auch wieder an (vgl. Abb. A.4.6.).

Metzner (2004) sieht „natürliche Flussufer als ein Primärhabitat“ dieser Art. *C. campestris* beschreibt er als „Sukzessionsfolger“ der Art, die bei syntopem Vorkommen auf andere, auch lehmige Substrate verdrängt wird.

Simon-Reising (1991) zufolge hielt sich die Art in ihrer Untersuchung im Alzenauer Sandgebiet „äußerst selten unter Kiefernbeständen“ auf, und wurde eine vegetationsfreie, jedoch ständig beschattete Fläche trotz Nähe zu einem Vorkommen nicht besiedelt. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur in einer Kiesgrube gefunden. Metzner (2004) fand sie in renaturierten oberfränkischen Auen auf „Rohboden (Lehm, Sand und Kies) mit keinem bzw. geringem Deckungsgrad.“ Müller-Kroehling et al. (2001) stellten fest, dass sie in einem syntopem Vorkommen mit der deutlich kleineren *Cylindera arenaria viennensis* auf den meisten Standorten dominierte, bis auf solchen mit schluffigeren Sanden, die einzig oder vorwiegend von jener Art besiedelt wurden. *C. hybrida* nutzt hier kleine „Lichtungen“ relativ dicht verschilfter Sandflächen mit lückiger Weiden- und Kiefern-Sukzession noch als Lebensraum, mit z.T. recht dichter Larvenröhrendichte, während *C. arenaria* in diesem Sukzessionsstadien verschwindet (eig. Beobachtungen, unveröff.).

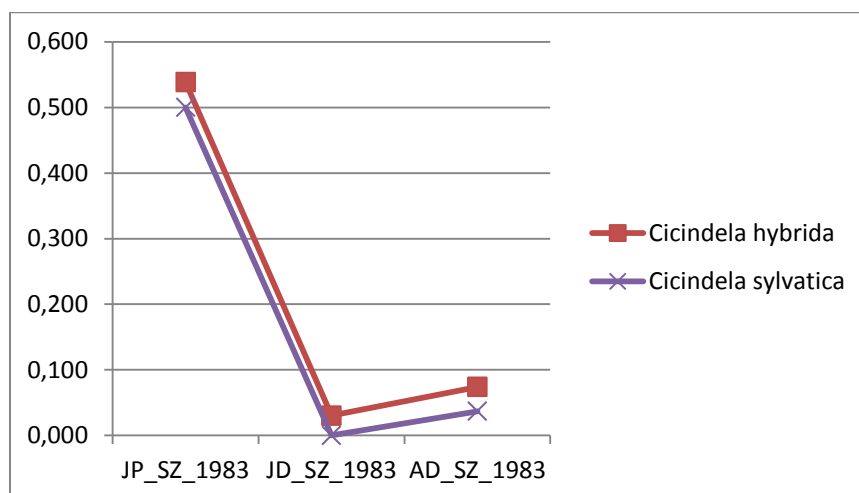


Abb. A.4.6.: Stetigkeitswerte der *Cicindela*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, ungefähren Nutzungsarten zugeordnet (errechnet aus Daten in Szyszko 1983)

<i>Cicindela hybrida</i>	SO: 334,4666 (<0,0001)	TRSS>OS>NDW	NDW,TRSS,WS: neg., SO	S, F, A	-; Höchster HT: -	NN<300: (Trend: 3,6842; 0,0549); <600: 6,2637 (0,0123)
--------------------------	------------------------	-------------	-----------------------	---------	-------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art wird durch den hohen Testwert zutreffend charakterisiert, sie ist zweifellos psammophil und verträgt nur (sehr) schwache Deckung der Vegetation oder von Bäumen. Funde auf anderen Substraten, wie bei Metzner (2004), dürften Komplexsituationen und der Flugaktivität der Art geschuldet sein.

Calathus melanocephalus besiedelt als xerophile Art (Marggi 1992, nicht so Müller-Motzfeld 2004) neben Offenland-Habitaten wie Dünen, Magerrasen und Heiden (Irmeler & Gürlich 2004) auf „leichten Böden (Sandgrund, Kies, trockener Humus)“ „zuweilen auch Kulturland“ (Marggi 1992), wie trockene Äcker und Grünland (Irmeler & Gürlich 2004, Luka et al. 2009, Gersdorf 1937). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiteren Hauptvorkommen in Sandtrockenrasen und Ackerunkrautfluren, sowie mit Nebenvorkommen in

bodensauren Wäldern und Forsten, Ginsterheiden und Queckenfluren. In der Schweiz überwiegen Vorkommen auf Trockenrasen und anderem Grünland (Luka et al. 2009). Gersdorf (1937) führte die Art neben verschiedenen Trockenhabitaten auf Sand auch für „bindige Böden“ auf. Für Schleswig-Holstein schätzen Irmeler & Gürlich (2004) die Art zwar als psammophil, aber auch als relativ hohe pH-Werte bevorzugend ein.

Auch „mäßig beschatte“ (Hurka 1996) Habitats wie „in und an Wäldern“ (Burmeister 1939), v.a. lichte Wälder (Lindroth 1986), wie speziell Kiefernwälder (Koch 1989, Lindroth 1986) werden als Habitats genutzt. Gersdorf (1937) nannte für Mecklenburg „Heidewälder“ und Lichtungen sowie Forstkulturen im Kiefernwald. Grube & Beier (1998) stellten sie auf einem ehemaligen militärischen Übungsplatz Brandenburgs dominant im Vorwald und in der *Calluna*-Heide fest. In der Schweiz dienen auch Gebüsche und Laubwälder in gewissem Umfang als Habitats (Luka et al. 2009).

In der Schweiz kommt die Art Marggi (1992) zufolge v.a. montan bis alpin/nival vor, nach Luka et al. (2009) nicht weniger auch collin als in den anderen Höhenstufen. Roubal (1938) listet sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei, jedoch nicht auf Steppenhabitats beschränkt, sondern „überall, auch in anderen Biotopen.“

In der Senne besiedelt sie alle Wald- und Heide-Habitats auf Sand sowie deren Sukzessionsstadien, einschließlich des Eichen-Birkenwaldes, nicht hingegen den ganz offenen Sand (Heitjohann 1974); Sandäcker werden besiedelt (Kaiser 2007), wenn auch eher nur mäßig abundant. In der Döberitzer Heide ist die Art „auf offenem Sand selten“, und „häufig im Waldrandbereich der Großen Wüste“ gefunden worden (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie weit verbreitet.

In einem ruderal geprägten Berliner Gebiet (Gospodar 1981) war sie ebenso stetig in den Sukzessionsgehölzen und (Vor)wäldern wie den überwiegend offenen Ruderalhabitats vertreten, ferner auch im jungen Kiefernforst, und nur als Einzeltier im älteren Pino-Quercetum.

Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie ebenso wenig auf wie nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001). In Lüneburger Heide (Winter 1980) und Rheinland (Kolbe 1981) war sie nur in den Waldbrand- und nicht den Kontrollbeständen vertreten. Die Art ist flügeldimorph und wahrscheinlich mindestens teilweise flugfähig (Turin 2000).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie über alle Bestandsalter mit 35% Stetigkeit auf, am stetigsten in den jungen Beständen, und dann leicht nachlassend, aber nicht verschwindend. In Kiefern-Dünge- und Versauerungs-Versuchsbeständen (Sklodowski 1995) war sie abundant und stetig in allen Varianten vertreten, ohne erkennbare Präferenzen. Einen Sturmwurf im Kiefernwald vermochte sie hingegen nicht als Habitat zu nutzen, fehlte aber praktisch auch in den stehenden Vergleichsbeständen (Sklodowski & Garbalinska 2007). Ghilarov (1961) fand sie in der russischen Steppenzone nur in den künstlichen Gehölzen, nicht der offenen Steppe oder den natürlichen Gehölzbiotopen der Schluchten. Im Kiefern-geprägten Landes-Gebiet Südwestfrankreichs (Barbaro et al. 2006) wurde sie in Brandschutzstreifen und Grasland gefunden, nicht im Wald. In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie in verschiedenen Offenland-Lebensräumen und im Wald, und hier v.a. in Kiefernwäldern, gelegentlich auch in Esskastanien, Eichen- und Steineichen-Wäldern vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und in manchen Jahren mäßig abundant auf lehmigem Acker westlich München. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) ist sie v.a. in den Haiden und verschiedenen Heide-Wiederherstellungsversuchen verbreitet, ebenso auf Äckern, nicht im Wald. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen relativ stetig, überwiegend wenig abundant; auf den von Plachter (1986a) untersuchten südbayerischen Kiesbänken fehlte sie.

<i>Calathus melanocephalus</i>	SO: 111,3432 (<0,0001)	TRSS> BRAS> WBF> KIE> OS	NDW, MIN, (LITR), TRSS, WS: neg., KIE, (KIHN), SSW, BRAS, WBF, SO	F: 0-2	-; Höchster HT: WBF	NN<300: 19,3708 (<0,0001); <600: 6,4426 (0,0111)
--------------------------------	------------------------	--------------------------	---	--------	---------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Neben den überwiegenden Vorkommen im Sand- und Kiefernwald-Kontext finden sich auch einige aus Auwäldern im Datenbestand. Der Habitatbeschreibung aus der Literatur folgend wäre möglicherweise das Konvolut trockener und sandiger Standorte (TRSS) eine passendere Beschreibung des Habitates mit der höchsten Affinität, da die Art nicht streng psammophil ist, und auch den Wald nicht völlig meidet.

Amara fulva ist eine xerophile bzw. xerotherme (Lindroth 1986, Luka et al. 2009, Müller-Motzfeld 2004) und psammophile Art (Koch 1989, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2004, Beier & Korge 2001, Irmiler & Gürlich 2004). Sie kommt auf Äckern (wie z.B. Spargelfeldern, Rethmeyer 1989), kurzlebigen Ruderalfluren, offenen Trockenhabitaten wie Sandtrockenrasen, Dünen, Heide, sandigen Flussufern, Abbaustellen wie Steinbrüchen und Lehm- und Tongruben und an Rohbodenstellen und (v.a. sandigen) Ufern vor (Burmeister 1939, GAC 2009, Hurka 1996). Luka et al. (2009) sehen den Schwerpunkt der Lebensräume in der Schweiz in „Ufern mit Vegetation“, wo sie dennoch xerophil vorkommt. Marggi (1992) zufolge sind es „leicht bewachsene Sandstellen“ oder z.T. auch Sand-Lehm-gemischter Boden an Stillgewässern oder in Kiesgruben. In Skandinavien besiedelt die Art „Offenland auf sandigen, manchmal auch Lehm- oder Kies-gemischten Böden, mit schütterer Vegetation v.a. aus Gräsern, und oft in den Wanderdünen der Küste“, aber auch sandigen Ufern und Sandgruben, und auf kultiviertem Boden (Lindroth 1986). Koch (1989) zufolge kommt sie auf „leichten Sandböden“ vor. In Schleswig-Holstein bevorzugt die Art „extrem sandige Äcker“, und kommt in geringerer Abundanz auch auf Dünen vor (Irmiler & Gürlich 2004). Turin (2000) beschreibt sie für die Niederlande als „sehr xerophil“, und auf Standorten mit geschlossener Vegetation fehlend; die Hauptverbreitung liegt auf Kulturhabitaten auf Sand und Dünen sowie (sandigen) Ufern, in geringer Abundanz und Stetigkeit auch in Eichen-Birkenwald und feuchtem Laubwald. Neben Offenland kann sie auch in „sandigen Wäldern“ (Burmeister 1939) bzw. „sandigen lichten Wäldern“ (Koch 1989) vorkommen. Sie ernährt sich u.a. von Grassamen (Burmeister 1939), und „muss die Möglichkeit haben, sich tagsüber einzugraben“ (Marggi 1992).

In der Senne fand Heitjohann (1974) sie abundant und fast ausschließlich im offenen Sandhabitat; auf den von Kaiser (2007) untersuchten Sandäckern trat sie abundant auf. In der Döberitzer Heide ist sie in Sandtrockenrasen und Sandoffenflächen sehr häufig, und meidet Flächen mit dichter Vegetation (Beier & Korge 2001), wurde aber dort „subdominant“ auch im Vorwald gefunden (Grube & Beier 1998). Grube & Beier (1998) stellten sie auch auf dem ehemaligen militärischen Übungsplatz „Jüterbog West“ Brandenburgs „subrezedent“ im Vorwald fest, und dominant in offenem Sand und auf Sandtrockenrasen. In der Ueckermünder Heide ist sie verbreitet (Stegemann 2002). Gospodar (1981) fand sie in einem Berliner Gebiet fast ausschließlich und abundant auf offenen Sukzessionsstadien einer ehemaligen Kiesgrube, und bis auf ein Einzeltier nicht in den von Gehölzen dominierten Ruderalstandorten. Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit hoher Stetigkeit (73%) in Jungbeständen auf, in den älteren Phasen nur noch wenig stetig. In polnischen Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlte sie.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur einmal gemeldet, von einer Kies-Auftragsfläche. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen wenig stetig und z.T. mäßig abundant.

<i>Amara fulva</i>	SO: 310,1161 (<0,0001)	TRSS> OS> NDW> MIN> (SSW)	NDW, MIN, TRSS, WS, (KIHN), (SSW), SO	S, F	-; Höchster HT: -	NN<300: 5,4767 (0,0193); <600: 4,6873 (0,0304)
--------------------	------------------------	---------------------------	---------------------------------------	------	-------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Funde im Datenbestand stammen aus offenen Sandlebensräumen wie offenen Dünen, Sandgruben oder Sandmagerrasen, was durch den Testwert zutreffend wiedergespiegelt wird. Zumindest regional steht die Art in Teilen des Areals auch im Kontext lichter Wälder und u.a. Kiefernwälder.

Die Gattung **Calathus** weist einige Arten auf, die auf Sand- und Magerstandorten auftreten können. Die umfangreichen Daten aus Szyszko (1983) zu polnischen Flechten-Kiefernwäldern, getrennt nach Nutzungsarten Jungbestand (JP), Jungdurchforstung (JD) und Altbeständen (AD), zeigt den Arten-Turnover der Gattungsvertreter (Abb. A.4.8.).

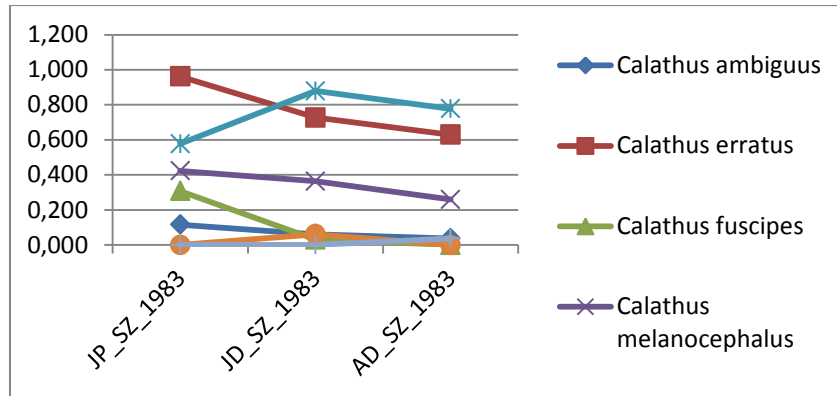


Abb. A.4.8.: Stetigkeitswerte der *Calathus*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, ungefähren Nutzungsarten zugeordnet (errechnet aus Daten in Szyszko 1983)

Während *C. micropterus* (s.o.) als einzige Art nach der Jugendphase sogar deutlich an Stetigkeit zunimmt, zeigen die meisten anderen Arten einen Abundanzabfall mit zunehmendem Bestandsschluss. *C. erratus* (sh. folgend) und *C. melanocephalus* (s.o.) gehen dabei zwar mit zunehmendem Bestandsalter zurück, sind aber mit hoher Stetigkeit weiterhin präsent.

Calathus erratus wird vorwiegend als Art trockener, sandiger Standorte beschrieben (Marggi 1992, Irmeler & Gürlich 2004, GAC 2009), was zumindest regional auch sandige Äcker, und in einem Teil der Regionen auch Kalkmager- und trockenrasen mit einschließt (GAC 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, mit weiterem Hauptvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren und Nebenvorkommen in Ackerunkrautfluren.

Die Art kommt beispielsweise in Silbergrasfluren in hohen Dichten vor (Schjotz-Christensen 1957, Schjotz-Christensen 1965). Dahl (1925) beschreibt sie als sehr gut an „reine Sande“ und speziell noch nicht konsolidierte Sandstandorte angepasst und hier über andere *Calathus*-Arten dominierend. Neben Sanden werden auch Kies-, anlehmige oder Torfsubstrate besiedelt (Lindroth 1949). Beispielsweise fand Hurka (1960) die Art in einem nordböhmischen Feuchtgebiet als dort „für die Callunabestände auf trockener, toter Torfschicht charakteristisch.“ Müller-Motzfeld (2004) stuft *C. erratus* als xerotherm, nicht jedoch als psammophil ein. Irmeler & Gürlich (2004) schätzen sie für Schleswig-Holstein als „xerophil und eupsammophil“ ein. Nach Lindroth (1949) darf die Bodenvegetation nicht zu dicht sein (z.B. trockene Heiden und Grashabitate) und kann auch ganz fehlen. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Hurka (1986) nennt für Tschechien und Slowakei „Felder, Wälder, *Calluna*-Heiden.“ Die Art besiedelt regelmäßig auch lichte Kiefernwälder (Barndt 1976, Niedling 2004) und trockene Waldränder (Koch 1989). Dahl (1925) nennt u.a. auch Funde „im Krüppelkiefernwald.“ Beier & Korge (2001) zufolge ist die Habitatbevorzugung im Raum Potsdam ähnlich wie bei *C. ambiguus*, es werden jedoch von *C. erratus* „auch stärker zugewachsene Bereiche (z.B. Vorwald [...]) besiedelt“, was auch Topp (1988) ausführt. Grube & Beier (1998) stellten sie auf einem ehemaligen militärischen Übungsplatz Brandenburgs „dominant“ sowohl in *Calluna*-Heide, auf Sandtrockenrasen als auch im Vorwald fest, und „subdominant“ in offenem Sand. Auch nach Lindroth (1949) „verträgt sie auch einige Beschattung und lebt nicht selten an Waldsäumen, in Kiefernheiden“ u.ä. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) ist *C. erratus* neben trockenen Äckern und kalkarmen Magerrasen (Nebenvorkommen) für „Sonderbiotope“ auf Sandstandorten (Hauptvorkommen) und auch für trockene Nadelwälder (Nebenvorkommen) aufgeführt. Detzel et al. (1993) fanden sie in Baden-Württemberg u.a. auch in einer Kiefernauflistung auf Dünenständen. Gersdorf (1937) zufolge kam sie seinerzeit in Mecklenburg auf Sanddünen und Heideflächen, in den Kiefern-„Heidewäldern“ (hier

zahlenmäßig vor *C. micropterus* und *C. melanocephalus*), im normalen Kiefernwald und Lichtungen in Kiefernwäldern sowie auf sandigen Äckern und Brachen vor, auf losen Dünen hingegen nicht. In den Niederlanden (Turin 2000) werden mit höchster Stetigkeit Sandlebensräume des Offenlandes besiedelt, darunter auch sandige Äcker, ferner stetig und abundant auch Nadelbaumkulturen auf Sand, und weniger stetig und abundant auch weitere Waldtypen wie v.a. Eichen-Birkenwald und Eichen-Hainbuchenwald. Marggi (1992) gibt eine Toleranz gegenüber mäßiger Beschattung auf leichten Böden an, erwähnt aber auch Funde „in Auwäldern unter Laub“ (wiederum wohl auf leichteren Böden aus Sand oder Kies).

In der Senne fand Heitjohann (1974) sie in allen Lebensräumen auf Sand einschließlich des Kiefern-Altbestandes, mit höchster Aktivitätsdichte in den jungen Gehölz-Sukzessionen der Heide, in geringerer im offenen Sand; auf den Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet. In der Döberitzer Heide kommt sie auch auf stärker bewachsenen Bereichen als *C. ambiguus* vor, wie Vorwäldern und *Calluna*-Flächen (Beier & Korge 2001).

Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide zunächst einzeln, dann in den nächsten zwei Jahren nach dem Brand zunehmend, auf der Vergleichsfläche hingegen nur in Einzeltieren. Auf einer rheinländischen Waldbrandfläche trat sie mäßig abundant auf, auf der Vergleichsfläche fehlend. Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) fehlte sie ebenso wie in den Vergleichsbeständen. Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand profitierte sie (Melber & Prüter 1997). Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nicht auf.

Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes (Neumann 1971b) trat die Art verbreitet auf den frischen Kippen und den jungen Aufforstungen auf, hier bis zum fünfjährigen Bestandsalter sogar in hoher Aktivitätsdichte, um dann aber ganz zurückzugehen. Auf polnischen Sukzessionsflächen und Anpflanzungen nach Bergbau und auf Asche-Abraum (Schwerk & Szyszko 2008) trat sie in den jungen Phasen abundant auf, fast vikariierend mit *C. micropterus*.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (77%) in allen Entwicklungsphasen auf, mit höchster und fast vollständiger Stetigkeit in der jüngsten. Szyszko (1986a) fand, dass das experimentelle Verbrennen der Streu zu einer starken Dominanz von *C. erratus* führte; sie wird dadurch zur gegenüber *C. micropterus* dominanten Art (Zdzioch 2003). In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz in allen Varianten, und relativ höchster Abundanz in den versauernd behandelten auf.

In Frankreich kommt sie „auf sandigen Standorten“ u.a. unter liegendem Totholz vor (du Chatenet 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs wurde sie in Brandschutzstreifen und jungen Kiefernbeständen gefunden (Barbaro et al. 2006).

Auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel konnte sie eine Population aufbauen (Topp 1988). Desender (1989) stellte in Belgien überwiegend brachyptere Individuen fest (nur 0,3% makroptere, ähnlich in den Niederlanden, Turin 2000), während die Art in der Lausitz als ausbreitungsstarker Pionier auftritt und die genetische Struktur einen intensiven Austausch der Populationen vermuten lässt (Güth et al. 2005).

Die Art wurde von Plachter (1983) in einer von Kiefernforst umgebenen, in lichter Sukzession begriffenen Sandgrube gefunden. Auf der Münchner Schotterebene ist sie in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998) und weniger auf Äckern (Faas 1997) verbreitet, im Wald fehlend.

<i>Calathus erratus</i>	SO: 276,6389 (<0,0001)	TRSS>SSW> KIHN>KIE>OS	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	S, (GR), F: 0-2, (SR)	-	NN<300: 34,3388 (<0,0001); <600: 13,4454 (0,0002)
-------------------------	------------------------	-----------------------	--	-----------------------	---	---

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Offene, d.h. unbewaldete Sandstandorte (SO) erreichen den höchsten Chi²-Wert, gefolgt von trockenen und sandigen Standorten (TRSS). Gemessen an der Literatur und dem regelmäßigen Vorkommen sowohl auf anderen Bodenarten als Sand als auch in sandigen Wäldern erschiene es auch denkbar, dass letzterer Testwert der Präferenz der Art noch stärker entspricht. Halbnatürliche Kiefernwälder erreichen einen nicht geringen Wert und rangieren vor dem Konvolut aller Kiefernbestockungen. Die Art hat im CPI eine geringe Stetigkeit, in anderen (halb)natürlichen Kiefernwäldern bereits etwas höher, bedingt durch ein stärkeres Auftreten in sekundären, durch Pflege entstandenen CPI (CPS). Sand und Trockenheit sind Faktoren mit positiv getesteter Affinität.

Bei einer Metastudie aus 27 aktiven und ehemaligen militärischen Übungsplätzen Deutschlands (Müller-Kroehling et al. 2014b) erwies sich die Art als positiv mit regelmäßigen Bränden (Kendall's Tau 53,80, p<0,0001)) und vorherrschenden Sandstandorten (Kendall's Tau 72,67, p <0,0001)) korreliert. Brände werden bei dieser Art wohl indirekt über den Wirkfaktor „Streudicke“ und „Beschirmung“ wirksam.

Harpalus autumnalis wird als psammophile (Koch 1989, Müller-Motzfeld 2004) und xerotherme (Stegemann 2002, Müller-Motzfeld 2004) Art auf Habitaten wie trockenen, unbeschatteten Dünen (Gersdorf 1937, Hurka 1996), „trockenem Ödland“ (Koch 1989) und Heiden (Lindroth 1986, Koch 1989, GAC 2009) und auch auf Sandäckern (Gersdorf 1937, Lindroth 1986) gefunden. Kaiser (2004) beschreibt die Lebensräume als „offen mit mosaikartiger Vegetation.“ Koch (1989) führt auch „Kieferngehölze“ als Lebensraum auf. Gersdorf (1937) nannte sie nicht für den Kiefern-Heidewald oder den Kiefernwald Mecklenburgs. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, mit weniger bedeutsamen Vorkommen in Ackerunkrautfluren. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

Für die Senne fehlt ein Nachweis bei Heitjohann (1974), Kaiser (2007) fing sie abundant auf Sandäckern. Für die Döberitzer Heide wird die Art als „Charakterart der Sandtrockenrasen“ bezeichnet und ist dort auf trockenen, vegetationsarmen Flächen wie Silbergrasfluren häufig, in der weniger kontinentalen Ueckermärker Heide (Stegemann 2002) hingegen nur mäßig häufig.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Sie ist überwiegend oder zumindest regional auch vollständig brachypter (Kaiser 2004).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt die Art mit hoher Stetigkeit (42%) auf, v.a. in den Jungbeständen, in den älteren Bestandsaltern stark reduziert.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) fehlen Nachweise.

<i>Harpalus autumnalis</i>	SO: 264,6762 (<0,0001)	TRSS> OS> SSW> KIHN> NDW> KIE	NDW, LH, MIN, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, SO	S, F, A	-; Höchster HT: -	NN<300: 21,4209 (<0,0001); <600: 5,4746 (0,0193)
----------------------------	------------------------	-------------------------------	--	---------	-------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Verbreitungsschwerpunkt in Bayern (Lorenz 2014) sind Sandgebiete der westlichen Landeshälfte. Die Nachweise im Datenbestand liegen alle auf Sand-Offenflächen oder Kieferngehölzen im Nahtbereich mit solchen, in den größeren Sandgebieten (Alzenau, Neumarkt, Siegenburg).

Die **Poecilus**-Arten gelten alle als (reine) Offenland-Bewohner. *P. cupreus* und *versicolor* sind sehr verbreitete Kultur- und speziell Grünlandbewohner (z.B. Eckel 1988), beide können unter bestimmten Bedingungen aber auch in offenen Feuchtgebieten bis hin zu manchen Lebensräumen in Hochmooren auftreten (sh. dort). Beide treten in Mitteleuropa nur unter bestimmten Voraussetzungen und in bestimmten Typen in Wäldern auf. Einen Vergleich des Verhaltens der drei hier betrachteten *Poecilus*-Arten In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) zeigt Abbildung A.4.7.

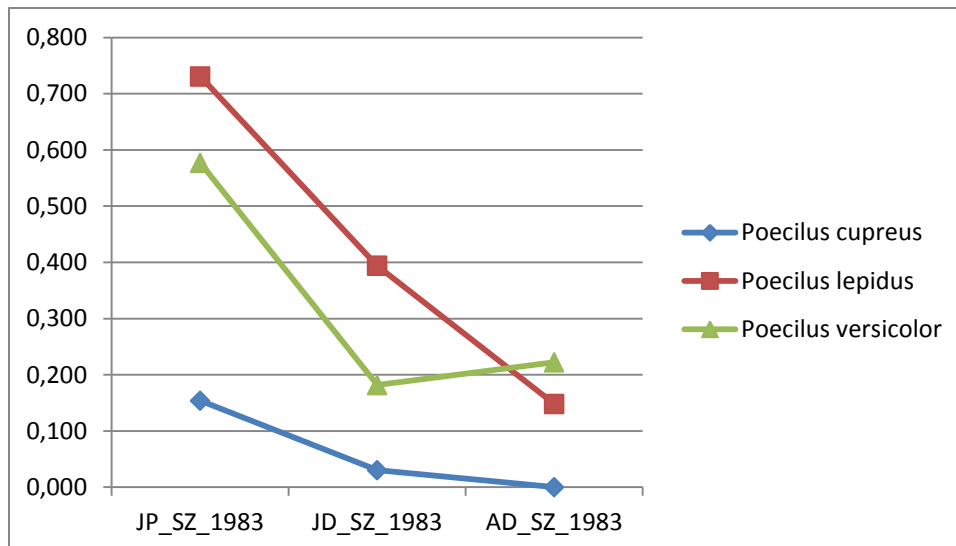


Abb. A.4.7.: Stetigkeitswerte der *Poecilus*-Arten in polnischen Flechten-Kiefernwäldern, nach ungefähren Nutzungsarten aufgetragen (errechnet aus Daten in Szysko 1983)

Poecilus versicolor erreicht dort hohe Stetigkeiten (31%), vor allem in der jüngsten Phase (58%), während *P. cupreus* nur in der jüngsten Phase regelmäßiger auftritt (15%), um dann mit zunehmendem Bestandsalter stark zurückzugehen und in Altbeständen ganz zu fehlen. Letztere verhält sich also wie eine typische Offenland-Art, die lediglich in jungen Phasen auch im Wald auftritt, und hier als „Überbleibsel“ oder Besiedler der Übergangsphase bis zum Bestandsschluss aufgefasst werden kann. Anders *P. versicolor* und *P. lepidus*, die von Anfang an höhere Stetigkeiten erreichen, um dann mit zunehmendem Bestandsalter zwar zurückzugehen, aber nicht ganz zu verschwinden.

Poecilus lepidus ist eine „xerophile Art offenen, sonnenexponierten Sandes oder sandigen Kieses“ (Lindroth 1949). Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist sie xerotherm und psammophil, nach Roubal (1938) eine thermophile Art. Mehreren Autoren zufolge (Koch 1989, Hurka 1996, Lindroth 1986) tritt sie neben sandigen Offenland-Biotopen wie sandigen Feldern, Dünen und Heiden auch an trockenen Waldrändern, Schonungen (Koch 1989), und Lichtungen im Wald auf. Auch bestimmte Agrarhabitate wie Spargelfelder können besiedelt werden (Dingler 1934, Rethmeyer 1989). Gersdorf (1937) beschrieb sie als „an Sand gebunden“, und sie kam seinerzeit in Mecklenburg auf Sanddünen (nicht jedoch den ganz losen) und Heideflächen, in den Kiefern-„Heidewäldern“ und Lichtungen in Kiefernwäldern, sowie weniger abundant auf sandigen Äckern und Brachen und auch im Hochmoor vor, nicht jedoch im normalen Kiefernwald.

Stegemann (2002) nennt sie für die Ueckermünder Heide „auf den Binnendünen und in den Kiefernheiden verbreitet und häufig.“ In der Döberitzer Heide ist sie an „vegetationsarmen, trockenen Stellen“ wie dem Zentralbereich der Großen Wüste, *Calluna*-Heiden und trockenen Ruderalfluren verbreitet (Beier & Korge 2001). In der Senne tritt sie im *Calluna*-reichen Jungwald in höchster Aktivitätsdichte auf, sowie auch in allen anderen Lebensräumen auf Sand, auf der offenen Sandfläche und den Sandäckern indes in nur geringer Aktivitätsdichte (Heitjohann 1974, Kaiser 2007). Der Vergleich der Untersuchungen aus dem Darmstädter Sandgebiet (s.o.) von Lehmann et al. (2004) versus Karafiat (1970) deutet auf die Bedeutung offenen (Ober)bodens hin.

Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) trat sie weder auf der Brand- noch der Vergleichsfläche auf. Winter (1980) und Kolbe (1981) fanden sie vereinzelt auf Brandflächen, in den Kontrollflächen hingegen nicht. Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand profitierte sie (Melber & Prüter 1997). Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nicht auf. Nagel (1975) stellte sie in Xerothermhabitaten auf Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes fest.

In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie v.a. in Heide-Habitaten, aber verbreitet auch in Kulturhabitaten auf Sand sowie in trockenen Nadelwäldern auf Sandstandorten vor. De Vries (1996a) stuft sie als „Heideart“ ein. In Skandinavien wird „nur geringe Beschattung vertragen, z.B. an Waldsäumen und in ganz lichter Kiefernheide“ (Lindroth 1949). Die Stetigkeit von *P. lepidus* in polnischen Flechten-Kiefernwäldern bei Szysko (1983) über alle Phasen (42%) ist deutlich höher als jene von *P. versicolor*. Wie bei seinen Schwesternarten ist sie am stetigsten in der jüngsten Phase

(73%). Szyszko (1986a) fand die Art nur in den jüngeren Beständen. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Skłodowski 1995) trat sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz und relativ höchster Abundanz in den Nullflächen und den versauernd behandelten Varianten auf.

Einen weiteren Lebensraum findet die Art im Hochgebirge. Hier kommt sie in hochalpinen Habitaten regelmäßig vor, wie beispielsweise in den Südalpen (Franz 1936).

Die Art ist dimorph, aber das Gros der Tiere wohl meist (Turin 2000) bzw. die Art regional z.T. sogar vollständig flugunfähig (De Vries 1996a).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie selten nachgewiesen, auf einer Kies-Auftragungsfläche und an einem Waldrand. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie relativ abundant auf einer trockenen Wiese auf, sonst weitgehend fehlend.

<i>Poecilus lepidus</i>	SO: 239,3851 (<0,0001)	TRSS>BRAS> CPI>KIE>WBF	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	S, (GR), F: 0-2, SR	-	NN<300: 8,1492 (0,0043); <600: 11,8369 (0,0006)
-------------------------	---------------------------	---------------------------	---	------------------------	---	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Offene Sandstandorte erreichen den höchsten χ^2 -Testwert. Brandstandorte und das CPI erzielen ebenfalls signifikante Werte. Zu Sand, Säure und geringer Feuchtigkeit bestehen Affinitäten laut Testergebnissen, doch kommt die Art beispielsweise auch auf dem Kalkmagerrasen einer Leitungstrasse auf grobem Schotter des Unteren Isartals vor (Kroehling, unveröff.), ist also nicht originär säurepräferent, und auch nicht streng psammobiont.

Harpalus affinis wird von einem Teil der Literatur v.a. als xero- oder thermophile Art beschrieben, die entsprechende, trockene bis mäßig trockene Habitate des Offenlandes wie Dünen, Trocken- und Halbtrockenrasen, Abbaustellen (Steinbrüche, Kiesgruben, Ziegeleien) besiedelt (Koch 1989, Irmeler & Gürlich 2004). Andererseits nutzt sie als euryöke Art verbreitet auch unterschiedliches Kulturland wie Äcker und Ruderalhabitate verschiedener Bodenarten als Habitat (Lindroth 1986, Marggi 1992, Hurka 1996, GAC 2009, Kaiser 2004, Barndt et al. 1991). Entsprechend dieser Ambiguität wird sie von Müller-Motzfeld (2004) als „xerotherm“ mit Fragezeichen klassifiziert. In den Niederlanden nutzt sie neben sandigem Kulturland, Dünen und Heiden auch manche Waldtypen wie Eichen-Birken- und Eichen-Hainbuchenwald und jungen Nadelwald (Turin 2000). Es handelt sich um eine sowohl phytophage als auch carnivore Art (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

Mehrere Quellen führen auch Habitate in Wäldern auf, neben Waldrändern und Lichtungen und Kulturen bzw. Jungbeständen (Koch 1989, Gersdorf 1937, Burmeister 1939) auch Kiefern-Heidewald (Gersdorf 1937). Kless (1961b) beobachtete sie im Gebiet der Wutachschlucht neben Äckern an Waldrändern und in lichten Wäldern. Auf mehreren Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie auf, in den Vergleichsbeständen fehlend. Ähnlich war es in einem mittelböhmischen Kahlschlag und dem angrenzenden eichenreichen Waldmeister-Buchenwald (Sustek 1984).

In der Senne ist sie in Sand-Offenflächen und Sukzessionsflächen wenig abundant vertreten (Heitjohann 1974), stetig und z.T. abundant indes auf Sandäckern (Kaiser 2007). In der Döberitzer Heide bevorzugt sie trockene, vegetationsarme Flächen (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide ist sie sehr stetig vertreten (Stegemann 2002).

Die untersuchten Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) besiedelte sie nicht.

Polnische Flechten-Kiefernwälder (Szyszko 1983) werden in jungem Alter stetig (58%), nach dem Dickungsschluss hingegen fast nicht mehr besiedelt. In einem Dünge- und Versauerungsversuch polnischer Kiefernwälder (Skłodowski 1995) trat sie stetig auf, auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) fehlte sie.

In der Landes-Region (Barbaro et al. 2006) kommt sie in Jungbeständen, sowie in Zwergstrauchheiden und auf Waldbrandriegeln vor. In Galizien (Nordwestspanien) nutzt sie v.a. Heiden und Stranddünen, aber u.a. Waldränder als Lebensraum (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Auf der Münchner Schotterebene ist die Art in den alten Haiden, Haide-Wiederherstellungsversuchen durch Aushagerung, Abtrag und Auftrag, sowie auf Äckern (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) verbreitet, im Wald-Kontext weitestgehend fehlend. Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie stetig und abundant auf, einen Auwald-Rest meidend, aber z.T. auch abundant in von Weidensukzession geprägten Bereichen.

<i>Harpalus affinis</i>	SO: 223,8000 (<0,0001)	TRSS> BRAS> WBF> KIE> OS	NDW, MIN, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF	S	-; Höchster HT: WBF	NN<300: 36,9150 (<0,0001); <600: 9,2828 (0,0023)
-------------------------	---------------------------	-----------------------------	---	---	------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Angesichts der sehr weiten Verbreitung in Bayern, die über Sandgebiete deutlich hinausgeht, sowie der in der Literatur genannten Vorkommen auch auf Kulturhabitaten auf lehmigen Standorten, erscheint es fraglich, dass die Art ihre höchste Präferenz für offene Sandflächen aufweist, aber immerhin denkbar, jedenfalls im Kontext natürlicher Habitate. Eine Bindung daran besteht in jedem Fall nicht. Das Konvolut trockener und sandiger Standorte, das hier den zweithöchsten Chi²-Testwert erzielt, wäre möglicherweise zutreffender, zumindest, wenn Kulturhabitate einbezogen würden, zumal die Art auch in Wäldern auftritt.

Bradycellus caucasicus ist eine xerophile (Koch 1989) bzw. xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) Art, die vorwiegend trockene, offene Habitate wie *Calluna*-Heide als von mehreren Autoren genanntem Präferenzhabitat (Müller-Motzfeld 2006a, Irmeler & Gürlich 2004, Lindroth 1986), aber auch Dünen, Sandmagerrasen, Sandgruben, Weiden, „Steppe“ und „Lösshänge“ (Koch 1989, Hurka 1996, Irmeler & Gürlich 2004) und zumindest in manchen Teilen Mitteleuropas auch Moore mit Habitaten wie „anmooriger Heide, verheideten Torfen“ und auch allgemein „Hochmoore“ besiedelt (Koch 1989, auch Burmeister 1939). GAC (2009) nennt für Alpenvorland und westliche Mittelgebirge Hochmoore als Lebensraum, für die östlichen Mittelgebirge Moorheiden, überwiegend in allen Teilregionen Deutschlands aber offene Trockenhabitats. Auch in Südsandinavien werden Offenland-Lebensräume, besonders *Calluna*-Heiden auf Sand, Kies oder Torf besiedelt, Schjötz-Christensen (1966, in Lindroth 1986) zufolge aber „Böden, die wenig Rohhumus enthalten“; weiter nördlich kommt die Art auch in trockenem Grünland vor, und geht bis zur Birkenzone und seltener bis zur arktischen Zone (Lindroth 1986). In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie als Einzeltier nur auf der Teilfläche mit Kahlschlag auf.

Sie kommt in Großbritannien „auf Sand und Kies, oft unter *Calluna*, v.a. im Bergland“ vor (Lindroth 1974). In der Schweiz ist die Art möglicherweise weniger xerophil, und wird von Marggi (1992) und Luka et al. (2009) als „eurytope“ und „mesophile“ Art eingestuft, die eine Habitatpräferenz für die Kategorie „Feucht- und Nasswiesen und Hochstaudenfluren“ aufweist (Luka et al. 2009), aber „besonders auch in *Calluna*-Heiden“ vorkommt, „auch in alpinen Lagen (Marggi 1992). Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf, beschreibt sie jedoch „eher als Heidekrautplätzebewohner“, der nur „hier und da“ auch in die Steppe eindringt.

Auch „sandige Wälder“ (Koch 1989), Waldränder (Müller-Motzfeld 2006a) und Lichtungen (Hurka 1996) dienen als Habitate, in Schleswig-Holsteine auch „sandige, südexponierte Knickwälle“ (Irmeler & Gürlich 2004). Burmeister (1939) nennt „in und an sandigen Wäldern (Kiefer)“ und neben weiteren Habitats auch „an Meeresküste (besonders in bewaldeten Dünen).“ In den Niederlanden wurde sie neben Heiden und Mooren auch in jungen wie alten Nadelholzbeständen, Eichen-Birkenwäldern und feuchten Laubwäldern gefunden (Turin 2000).

In Döberitzer (Beier & Korge 2001) und Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) wurde sie v.a. in *Calluna*-Heiden beobachtet. Grube & Beier (1998) stellten sie auf einem ehemaligen militärischen

Übungsplatz Brandenburgs „rezedent“ nur im Vorwald und „subrezedent“ in der *Calluna*-Heide fest. Ähnlich ist es in der Senne, wobei sie hier die reine *Calluna*-Heide und die Gehölz-Sukzessionsstadien stetig besiedelt, am abundantesten die „feuchte *Calluna*-Heide mit Kiefern und Birken“ (Heitjohann 1974); auf Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. Gersdorf (1937) führte sie nur für „Heideflächen“ auf.

Auf den von Kenter (1998) untersuchten Sturmwürfen fehlt sie. In einem zentralböhmischen, ca. 100jährigen Buchen-Eichen-Bestand auf Standort des AF (Sustek 1984) trat nicht auf, wohl aber im angrenzenden Kahlschlag. Auf Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nicht beobachtet. Wasner (1974) fand sie auf Hochmoortorf zwischen *Calluna*-Rasen im Federseeried.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) und Kiefernwäldern nach Sturmwurf (Skłodowski & Garbalinska 2007) wurde sie nicht nachgewiesen. In einem Düngungs- und Versauerungsexperiment dortiger Kiefernwälder (Skłodowski 1995) trat sie indes stetig auf, in verschiedenen der Varianten, mit tendenziell etwas erhöhter Abundanz in einigen der versauernd behandelten Varianten.

In Galizien (Nordwestspanien) ist sie „vermutlich montan“ und „sehr sporadisch“ verbreitet, an eher feuchten Orten in den Bergmassiven (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Die Art hat eine ausgeprägte Winteraktivität (Lindroth 1986). Sie ernährt sich auf Heiden zu einem erheblichen Anteil von *Calluna*-Samen (Melber 1983).

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und in manchen Jahren abundant auf lehmigem Acker westlich München. Von der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) fehlen Nachweise. Apfelbacher (1998) stellte sie in den alpinen Habitaten des Arbergipfels fest.

<i>Bradycellus caucasicus</i>	SO: 148,9963 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, WS: neg., SO	S, F	-; Höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
-------------------------------	------------------------	----------	--------------------	------	-------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Art wurde im Datenbestand zweimal nachgewiesen, in Sandheide und Sandgrube. Eine Beschränkung für Sandstandorte geht aus der Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) und Deutschland (Trautner et al. 2014) nicht hervor. Ein weiteres „Standbein“ scheint sie laut Literatur, auch in Bayern, in der alpinen Zone zu haben. Gemessen an der Literatur erscheint denkbar, dass andere Konvolute wie TRSS (mit dem hier zweithöchsten Testwert) für die Habitatpräferenz noch treffender wären, doch ist auch eine tatsächliche Bevorzugung offener Sandstandorte (in Form v.a. von *Calluna*-Heiden) nicht in Widerspruch zur Literatur.

Broscus cephalotes ist eine an grabende Lebensweise angepasste, xerotherme (Müller-Motzfeld 2004) Art, die in der Literatur praktisch ausschließlich für trockene, offene Lebensräume wie „sterile Sand- und Kiesböden“, Rohbodenhabitate, Sandheiden, Sandtrockenrasen, Dünen, Abbaustellen wie Sand- und Kiesgruben, Ziegeleien, Lösshänge, trockene Äcker und Ruderalstellen (Koch 1989, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009, Lindroth 1986, Marggi 1992) genannt wird. Neben Sand und Kies werden von manchen Autoren auch bindigere Substrate wie Löss oder „bindige Sandbänke“ (Koch 1989) angegeben, wiewohl Müller-Motzfeld (2004) die Art als psammophil einstuft. Hurka (1996) nennt neben trockenen auch feuchte Ausprägungen, die besiedelt werden. Gersdorf (1937) führte sie auch für Lichtungen und Kulturflächen in Kiefernwäldern auf.

In der Senne ist sie auf offenem Sand häufiger als in lichten Heide-Sukzessionsflächen (Heitjohann 1974), und kommt auf Sandäckern stetig vor. In der Döberitzer Heide präferiert sie Silbergrasfluren und Sand-Offenflächen sowie trockene, vegetationsarme Ruderalhabitate (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide ist sie in sandigen Trockengebieten verbreitet. Gospodar (1981) fand sie auf offenem Ruderalstandort Berlins sehr abundant und vereinzelt auch im Pionierwald ruderaler Standorte.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen. Sie ist vermutlich weitgehend oder sogar vollständig flugunfähig (Turin 2000).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit relativ hoher Stetigkeit (50%) in Jungbeständen auf, fehlt aber auch in den älteren Phasen nicht. Lindroth (1986) und Beier & Korge (2001) erwähnen Versteckplätze unter liegendem Totholz.

<i>Brosicus cephalotes</i>	SO: 148,9963 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, WS: neg., SO	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
----------------------------	---------------------------	----------	-----------------------	------	----------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Es handelt sich dem Test wie auch der Literatur und dem Verbreitungsbild zufolge v.a., aber nicht ausschließlich, um eine Art von Sandstandorten bzw. -gebieten. Flachgründige Trockenstandorte aus Hartgesteinen werden wegen der grabenden Lebensweise der Art aber wohl ebenso gemieden wie eigentliche Waldhabitats, so dass der maximale Testwert auf offene Sandstandorte im Testkontext plausibel ist. Die zwei Nachweise im Datenbestand liegen auf offenen Sanddünen und -heiden.

Amara bifrons wird von den meisten Literaturfundstellen mit Sand, offenen Lebensräumen und Xero- bzw. Xerothermophilie in Verbindung gebracht wird (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Marggi 1992, Lindroth 1986, Roubal 1934), wobei nur wenige Quellen auch einen Bezug zu Wald wie z.B. zu Waldrändern (Koch 1989) erwähnen. Marggi (1992) nennt neben Sand auch Kalksteppen. GAC (2009) listet auch Kulturhabitats und Ruderalflächen. Die Art wird bei Lönnberg & Jonsell (2012) und Müller-Motzfeld (2004) als „Sandart“ bzw. psammophil bezeichnet.

In der Senne wurde sie nur auf Sandäckern (Kaiser 2007), nicht in Wäldern oder *Calluna*-Heiden sowie Sukzessionsstadien derselben gefunden (Heitjohann 1974). In der Döberitzer Heide ist sie ein „xerophiler Offenlandbewohner“, der „auf trockenen und vegetationsarmen Flächen überall häufig“ ist, „jedoch Sandoffenstellen meidet“ (Beier & Korge 2001). Grube & Beier (1998) stellten sie in der Döberitzer Heide „subdominant“ im Vorwald und „rezedent“ in einer lückigen Ruderalflur fest. Auch in der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet.

Winter (1980) fand sie nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide zwei Jahre nach dem Brand in Einzeltieren auf der Brandfläche, und abundant auf einer umgebrochenen und mit Kiefern bepflanzten Brandfläche, während sie auf der Kontrollfläche ganz fehlte. Auf anderen Brandflächen (Trautner & Rietze 2001, Kolbe 1981) war sie hingegen nicht vertreten. Sie trat auf einer Sturmwurffläche in Baden-Württemberg auf und fehlte im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010).

Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen Ostdeutschlands (Vogel & Dunger 1991, Kielhorn 2004) ist sie in jüngeren Wiederaufforstungen (Nadelbäume, Laubbäume) sowie auf offenen Flächen verbreitet, auf solchen im Rheinland (Mader 1986) trat sie nur auf natürlichen Sukzessionsflächen, nicht den aufgeforsteten Flächen auf.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit hoher Stetigkeit (65%) in den Jungbeständen auf, um dann im mittleren Bestandsalter stark zurückzugehen und in den Altbeständen ganz zu fehlen. Auf polnischen Kiefern-Sturmwurfflächen (Sklodowski & Garbalinska 2007) trat sie nicht auf, ebenso wenig in den stehenden Vergleichsbeständen. Im Kiefernwald-Dünge- und Versauerungsversuch (Sklodowski 1995) trat sie nur als Einzeltier auf einer gekalkten Fläche auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in eher geringer Abundanz auf, v.a. in den Flächen mittlerer bis geringer Feuchte.

Im russischen Steppengebiet wurde sie von Ghilarov (1961) nur in den „Steppengesträuchschluchten“ und Wäldern der Schluchten gefunden, und ist mithin nicht im ganzen Verbreitungsgebiet ein Waldflüchter.

Auf der Münchner Schotterebene ist die Art in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen (Schulz 1992, Schmöger 1995, Sieren 1998), auf Äckern (Faas 1997) und einer Kiesgrube (Plachter 1983) verbreitet, fand sich im Wald aber nur in einer Fensterfalle. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen in Einzeltieren, Plachter (1986a) auf südbayerischen Kiesbänken nicht.

<i>Amara bifrons</i>	SO: 129,0256 (<0,0001)	TRSS>BRAS> KIE>SSW> KIEN	NDW, LH, MIN, LITR, TRSS, WS, KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO	Keine	- ;höchster HT: -	NN <300: 15,8641 (<0,0001); <600: 7,0545 (0,0079)
----------------------	---------------------------	--------------------------------	--	-------	-------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

In der ISA werden die maximalen Werte der Art, die jedoch beide nicht hoch sind, für Brandstandorte (BRAS) sowie das Konvolut der Sand-Kiefernwälder und offener Sandhabitats (KIES) erreicht. Der Chi²-Maximalwert zeigt die höchste Affinität zu offenen Sandhabitats an, was mit der überwiegenden Charakterisierung in der Literatur als psammophile Offenland-Art besser in Einklang ist. Er wird gefolgt vom Konvolut sandiger und trockener Standorte (TRSS).

Cicindela sylvatica ist eine Sandlaufkäfer-Art mit Waldbezug schon laut dem wissenschaftlichen Namen. Burmeister (1939) beschreibt die Lebensräume als „in lichten Wäldern (Kiefer, Fichte, auf waldnahen Schafweiden und Heiden“, sowie Strandhafer-Dünen und sonnigen, heißen Sandplätzen. Marggi (1992) bezeichnet sie als psammophil und als „postglaziales Waldrelikt“ (vgl. Mandl 1939; s.u.); ihm zufolge lebt(e) sie in der Schweiz „besonders in trockenen, sandigen Heidegebieten und in sandigen Kiefernwäldern.“ Aus Tschechien und Slowakei beschreibt Hurka (1996) das Vorkommen als montan und „vor allem in sonnigen Wäldern.“ Trautner & Detzel (1994) kennzeichnen das besiedelte Substrat als „kalkfreien Feinst- bis Feinsand“. Blumenthal (1969) zufolge benötigt sie „feinen Quarzsand“. Auch Abbaustellen können unter bestimmten Bedingungen besiedelt werden (Plachter 1983).

Mandl (1939) sieht die Vorkommen der Art in den Alpen „wohl als Reliktvorkommen aus der postglazialen Föhrenzeit. Nach der Verdrängung der Kiefer durch Buche und Fichte ist *C. sylvatica* eben auch nur an erhalten gebliebenen ursprünglichen Kiefernwaldinseln zurückgeblieben.“ Nach Barner (1937) ist es „ursprünglich sicher kein Bewohner der jüngeren atlantischen, sondern der borealen Altheide.“

Nach Barner (1937) kommt sie im nördlichen Westfalen „auf ganz dürrer, unfruchtbarer Sandboden, in lockeren Kiefernwäldern und Heideflächen, auch auf abgebrannter Heide“ vor. Wasner (1982) zufolge bevorzugt die Art in NRW „die trockene Heide (*Calluna-Genistetum typicum*) auf Sandboden, [...] während verbuschte und hierdurch beschattete Flächen gemieden werden. Darüber hinaus ist der Käfer auch in lichten Kiefernwäldern auf nährstoffarmen Sandböden, hier besonders auf verheideten Lichtungen und Wegen anzutreffen“, doch seltener als in den Heiden. Nach Beier & Korge (2001) ist die Art durch zunehmende Verbuschung, insbesondere heute ungenutzter Waldwege bedroht. Stegemann (2002) sieht die Art für die Ueckermärker Heide als v.a. in den Kiefernheiden verbreitet an. In der Döberitzer Heide wurde sie nur in Einzeltieren auf Silbergrasfluren der „Großen Wüste“ nachgewiesen (Beier & Korge 2001). Sie kommt in der Senne vor (Renner 2011), wurde aber von Heitjohann (1974) nicht nachgewiesen. In Thüringen kam sie „besonders auf Blößen und Nadelholzschonungen“, u.a. in Sandstein-Gebieten vor (Jänner 1905). In Westfalen war sie zur selben Zeit ebenfalls „in lockeren Kiefernbeständen usw.“ lokal verbreitet (Westhoff 1882). In den Niederlanden tritt die Art nur auf trockenen Heideflächen auf, „jedoch fast stets in baumreicher Umgebung, auf Sand- oder Torfboden“ (Turin 2000).

Es ist aus der Literatur hinreichend abgesichert, dass es sich zwar (wie bei fast allen heimischen Sandlaufkäfern) um eine psammophile Art handelt, die jedoch nicht ausschließlich oder stark bevorzugt in offenen Sandheiden in lichten Wäldern, sondern ganz speziell auch in sehr lichten und mattwüchsigen Kiefernwäldern (oder „Kiefernheiden“) auftritt (Lindroth 1986, Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, Beier & Korge 2001, Stegemann 2002). Korell (1983a) bezeichnet sie als Art, „deren Vorkommen anscheinend an lichte, sandige Wälder (Kiefer, Fichte) gebunden ist.“

Lindroth (1986) zufolge kommt *C. sylvatica* „oft auf kürzlich gebrannten Flächen“ vor, entsprechend äußern sich auch Barner (1937) und Gebert (2007b). In einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) trat sie nur auf Kahlschlag nach kontrolliertem Brennen auf, nicht der Kontrollfläche. Auf deutschen Waldbrandflächen unterschiedlicher Intensität und Größe (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie indes nicht nachgewiesen, ebenso verschiedenen Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998).

In Skandinavien kommt sie nach Lindroth (1986) „auf trockenem, sandigem und sonnexponierten Boden vor, vor allem in offenem Kiefern-Wald mit spärlicher Vegetation aus *Calluna*, *Empetrum* und *Cladonia*, aber auch auf Heiden und sandigem Grasflächen (z.B. *Corynephorum*), und oft an kürzlich gebrannten Flächen“, die sie „besonders gern aufzusuchen scheint“ (Lindroth 1949). Lindroth (1949) bezeichnet sie als „ein Charaktertier der mageren, sandigen, ganz trockenen Kiefernheiden, wo die Bäume licht stehen, die Bodenvegetation hauptsächlich aus *Calluna*, *Empetrum* und *Cladonia* besteht und kahle Sandflächen dazwischen vorkommen“; erst „an zweiter Stelle“ kommt sie auch in ganz offenen, unbewaldeten *Calluna*-Heiden vor (Lindroth 1949). Niemelä et al. (1988) fanden die Art in der südfinnischen Taiga auch im „Wirtschaftswald.“ In Frankreich kommt die Art in „Heiden, Kiefernwäldern und trockenen Sandhabitaten“ vor (du Chatenet 2005).

Szyszko (1983) fand die Art mit 50% Stetigkeit in jungen Flechten-Kiefernwäldern Polens, im geschlosseneren, dichteren Stadium der JD fehlte sie und trat dann in der wieder lichter werdenden AD mit geringer Stetigkeit (knapp 4%) erneut auf. Bei Sklodowski (1995) und Sklodowski & Garbalinksa (2007) fehlen Nachweise.

Die Art lässt sich gelegentlich auf Bäumen und Sträuchern nieder (Burmeister 1939). Trautner & Detzel (1994) zufolge „scheinen als Nahrung besonders häufig große Ameisen wie *Formica rufa*“ (also Rote Waldameisen) zu dienen, was einen Bezug zum Wald erklären würde.

Nach Lindroth (1949) ist sie ein besonders guter und hoher Flieger, also zur Fernausbreitung in der Lage. Die Vorkommen sind oft klein und örtlich eng auf bestimmte, für die Art günstige Stellen begrenzt (Barner 1937).

Die Art ist in Mitteleuropa vielerorts stark rückläufig (Turin 2000) und regional ausgestorben (z.B. Trautner & Detzel 1994). Sie ist heute weitgehend auf die großen Sandlandschaften beschränkt (z.B. Turin 2000); Gebert (2006) zufolge kommt sie beispielsweise in Sachsen nur noch in der Oberlausitz rezent vor.

Fröhlich (1887) fand die Art im Raum Aschaffenburg „in sandigen Kiefernwäldern nicht selten.“ Bußler (mdl. Mitt.) kannte die Art noch aus der Bechofener Heide Mittelfrankens, aus der sie jedoch seit längerem verschwunden ist. Von Plachter (1983) wurde die Art in einer von Kiefernforst umgebenen, in lichter Sukzession begriffenen Sandgrube gefunden.

<i>Cicindela sylvatica</i>	SO: 98,1078 (<0,0001)	TRSS>OS	TRSS, WS: neg., KIE (neg.)	n.t.	-; höchster HT: -	n.t.
----------------------------	-----------------------	---------	----------------------------	------	-------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die einzigen drei Funde im ausgewerteten Datenbestand stammen alle von verschiedenen militärischen Übungsplätzen und ihrer Umgebung (mit Sandgrube) auf sandigem und sandig-torfigem Substrat. Die spezielle Kombination auf offenem bzw. maximal von Flechten bewachsenem Sandboden und umgebender, für Windruhe sorgende Gehölzvegetation geht aus dem Chi²-Testwert nicht hervor, der ausschließlich auf das unmittelbare Habitat abstellt. Weitere gezielte Untersuchungen im sensiblen Habitat der Art wären notwendig, um einen besseren Datenbestand zu erhalten, doch zeichnet auch die Literatur bereits ein sehr präzises Bild der Habitatansprüche und Beschaffenheit der Habitate, da den tagaktiven und attraktiven Sandlaufkäfern von feldentomologischer Seite relativ viel Aufmerksamkeit gewidmet wurde. Die stationären Larven und ihre oft kleinräumig konzentrierte Besiedlung schränken den Einsatz herkömmlicher Bodenfallen stark ein.

Cymindis macularis ist eine xerophile (Koch 1989, Turin 2000) bzw. xerotherme Art (Müller-Motzfeld 2004). Sie besiedelt GAC (2009) zufolge Sandmager- und Kalkmagerrasen. Lindroth (1986) erwähnt „auch in magerem Kiefernwald unter *Empetrum* und *Calluna*“, neben „offenem Heidegrund und

sandigen Feldern.“ Hurka (1996) führt neben trockenen und unbeschatteten Habitaten auch Waldränder an und bezeichnet die Art als psammophil. Die Art kommt auch in mageren, lichten und jungen Kiefernwäldern vor (Gersdorf 1937, Szyszko 1983). Horion (1941) nennt die Art für die „Ostmark“ „besonders in Heide- und Moorgebieten auf sandigem Gelände, unter *Calluna*, Moos oder Steinen, an Kiefernforsten.“ Turin (2000) führt für die Niederlande neben dem hauptsächlichlichen Vorkommen in Heiden und auf Sandtrockenrasen ebenfalls „auch in offenen Nadelwäldern unter *Calluna* und *Empetrum*“ auf, ferner wurde sie dort auch in Eichen-Birkenwald gefunden. De Vries (1996a) stuft sie als „Heideart“ ein.

In der Senne wurde die Art von Heitjohann (1974) nur in einer *Calluna*-Heide gefunden, nicht den Wald- oder Sukzessionsphasen der *Calluna*-Heide, oder dem offenen Sand, sowie auch nicht auf Sandäckern (Kaiser 2007). In der Ueckermünder Heide ist sie selten (Stegemann 2002), ebenso in der Döberitzer Heide, wo sie in Sandtrockenrasen und Sandheiden gefunden wurde (Beier & Korge 2001).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie nur in der jüngsten Phase auf (vgl. Abb. A.4.5), hier mit 8% Stetigkeit.

Die Art ist dimorph, d.h. teilweise flugfähig (Turin 2000).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) fehlen Nachweise.

<i>Cymindis macularis</i>	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, OS, SO	n.t.	-; Höchster HT: -	n.t.
---------------------------	-----------------------	----------	--------------	------	----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der einzige Fundpunkt im Datenbestand stammt von einer offenen Sanddüne im Raum Siegenburg, die Art kommt in Bayern (Lorenz 2014) v.a. in Sandgebieten vor. Möglicherweise wäre laut Literatur das Konvolut TRSS zutreffender, Vorkommen auf Kalkmagerrasen scheinen jedoch die Ausnahme zu sein. Sandstandorte werden deutlich präferiert, auch wenn die Art nur von einem Teil der Autoren als psammophil eingestuft wird. Da sandige *Calluna*-Heiden in Bayern extrem selten sind und im Datenbestand weitgehend fehlen, erscheint es insofern auch denkbar, dass die Art hier tatsächlich ihr Vorzugshabitat aufweist, und mithin der Testwert zutreffend wäre.

Amara apricaria besiedelt als psammophile (Müller-Motzfeld 2004) Art Ruderalstandorte, Pioniervegetation und Äcker (Luka et al. 2009), in manchen Teilen des Areals diverse Kulturhabitate und in anderen speziell als Schwerpunkt „kurzlebige Ruderalvegetation“ (GAC 2009). Habitate auf „trockenen, leichten Böden (Sand, Kies)“ werden in der Schweiz besiedelt (Marggi 1992). In den Niederlanden ist die Art „eurytop“ und besiedelt neben Kulturland auf Sand und Heiden auch bestimmte Feuchthabitate, und wenig abundant und stetig auch Eichen-Birkenwald und feuchten Laubwald (Turin 2000). Marggi (1992) erwähnt auch Weinberge. Gersdorf (1937) nannte trockene, sandige Felder, Ackerbrachen und auch bindige Böden, Waldhabitate finden keine Erwähnung. In Schleswig-Holstein präferiert die Art „sehr sandige“ Äcker und kommt ferner in „trockenem Wirtschaftsgrünland“ und Magerrasen vor, nicht hingegen Dünen (Irmiler & Gürlich 2004). Koch (1989) führt neben Sandlebensräumen auch „sandig-lehmige Wiesen und Ruderalflächen“ auf, und erwähnt auch Waldränder. Burmeister (1939) nennt ebenfalls auch „in und an Wäldern“. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf.

In der Döberitzer Heide kommt sie v.a. auf „trockenen Ackerunkrautfluren“ sowie vereinzelt auch in *Calluna*-Heide und in einem Feuchtgebiet vor (Beier & Korge 2001). Im Gebiet der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie verbreitet. Für die Senne liegen Nachweise nur aus Sandäckern (Kaiser 2007) vor, nicht aus dem Kontext der Heiden und Wälder.

Auf einem Windwurf im Jura Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie regelmäßig auf. Auf den untersuchten Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) war sie nicht vertreten.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) kommt sie nur mit geringer (4%) Stetigkeit in Jungbeständen vor, auf Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Skłodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Skłodowski 1995) fehlte sie.

Auf der Münchner Schotterebene ist die Art in den alten Haiden, Haiden-Wiederherstellungsversuchen und auf Äckern stetig, aber meist nur mäßig abundant verbreitet (Schmöger 1995, Faas 1997, Sieren 1998, Faas 1997), im Wald-Kontext weitgehend fehlend. Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur als Einzeltier.

<i>Amara apricaria</i>	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, OS, SO	n.t.	-; Höchster HT: -	n.t.
------------------------	-----------------------	----------	--------------	------	-------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der einzige Nachweis im Datenbestand stammt von einer offenen Sanddüne. Die nicht wenigen Funde in Bayern (Lorenz 2014) lassen eine Konzentration auf die Flusstäler erkennen, über die eigentlichen Sandgebiete Bayerns hinausgehend. Wie die Funde auf der Schotterebene zeigen, ist die Art nicht streng psammophil, wofür auch die Erwähnung (an)lehmiger Standorte spricht.

Harpalus flavescens ist eine psammophile (Koch 1989, Marggi 1994, Kaiser 2004, Müller-Motzfeld 2004) und xerophile (Marggi 1992) bzw. xerothermophile (Müller-Motzfeld 2004) Art. Sie besiedelt Heiden, sandige Ruderalflächen und Äcker, Sandtrockenrasen, Sand-Heiden, Dünen, Salzmarschen, Weinberge (Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009, Irmeler & Gürlich 2004), mit geringer Vegetationsdeckung und Trockenheit als Gemeinsamkeit (Lindroth 1986, Kaiser 2004). Die Lebensweise ist teilweise unterirdisch, eingegraben an Pflanzenwurzeln (Lindroth 1986). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Sandtrockenrasen, mit weniger bedeutsamen Vorkommen in Ackerunkrautfluren. Koch (1989) erwähnt als Lebensräume auch „sandige Kieferngehölze“ und „trockene Waldlichtungen“, letzteres auch Burmeister (1939), Gersdorf (1937) ferner auch „Lichtung und Kultur“.

In der Senne ist die Art auf Sandäckern abundant (Kaiser 2007), Heitjohann (1974) beobachtete sie nicht. In der Döberitzer Heide ist es die am häufigsten nachgewiesene Art der zentralen „Großen Wüste“ und eine „Charakterart von Silbergrasfluren und Sandoffenflächen“ (Beier & Korge 2001), und auch in der Ueckermünder Heide auf Binnendünen abundant vorhanden (Stegemann 2002).

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit gewisser Stetigkeit (13%) über alle Bestandsalter auf, v.a. in den Jungbeständen (31%), und dann über die mittelalten zu den alten Beständen hin abnehmend.

Die Art ist zu einer „dynamischen Besiedlung“ der Lebensräume fähig und wahrscheinlich flugfähig (Kaiser 2004). Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie indes nachgewiesen.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) fehlen Nachweise.

<i>Harpalus flavescens</i>	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS> OS	TRSS, WS: neg., SO	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
----------------------------	-----------------------	----------	--------------------	------	-------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) konzentriert sich auf Sandgebiete Nordwestbayerns und des Donau-Raumes. Im Datenbestand ist die Art nur von einer offenen Sanddüne im Siegenburger Raum belegt.

Cicindela sylvicola ist zwar eine Sandlaufkäfer-Art, aber nicht an Sandstandorte gebunden. Koch (1939) zufolge ist sie zwar „xerophil“, aber „auf lehmigen Böden“ zu finden. Sie besiedelt „meist Hanglagen mit wenig bewachsenen Störstellen (Hangrutschungen etc.)“ (Müller-Motzfeld 2004) und ist

an hängige Lagen auch durch eine spezielle Bauweise der Larvenröhren angepasst (Schremmer 1979 in Trautner & Detzel 1994). Burmeister (1939) beschreibt das Habitat als „in Wäldern, an sonnigen, steinigen Abhängen, Dämmen, in Hohlwegen, Sand- und Kiesgruben, Steinbrüchen, auf Sand- und Lehmboden“; die Larve entwickelt sich „in lockerem, feuchten Sand [...], aber auch in hartem Lehm.“ Trautner & Detzel (1994) zufolge kommt sie meist auf Standorten mit Schluff- oder Ton-Beimischung, aber auch auf Grobsand vor, z.B. in Sandgruben. Die Habitate sind „sonnenexponiert“ und weisen eine „fehlende oder sehr geringe Vegetationsdeckung“ auf (Trautner & Detzel 1994). Für die Schweiz wird sie als „xerophil“ eingestuft, mit Präferenzhabitat „Krautsäume und Feldraine, Ruderalstandorte, Kiesgruben“ (Luka et al. 2009). Nach Marggi (1992) ist sie (in der Schweiz) „nicht ausgesprochen silvicol (Name), sondern ziemlich eurytop. Sie lebt besonders auf trockenen, sandigen und lehmigen Böden auf oder am Rande von Wegen.“ Hurka (1996) beschreibt das Habitat in Tschechien und Slowakei hingegen als „hauptsächlich in sonnigen Wäldern.“ Koch (1989) führt sowohl Ränder sonniger und trockener Waldwege als auch lichte Wälder, ferner Hohlwege und Abbaustellen auf offenen Sandflächen.“ GAC (2009) nennt für die meisten Regionen Rohböden, speziell in den östlichen Mittelgebirgen neben kalkreichen Trocken- und Halbtrockenrasen aber auch Vorwälder und lichte Wälder und „sonstige Sonderstandorte“. Ameisen sind wie den meisten heimischen Sandlaufkäfern ein wesentlicher Bestandteil der Nahrung (Trautner & Detzel 1994).

Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als „xerotherm“ ein. Die Art kommt „collin bis montan“ vor und fehlt in der Norddeutschen Tiefebene (Müller-Motzfeld 2006a), nach Burmeister (1939) liegen die Vorkommen in den Vorbergen und im Gebirge bis 2000 m. Marggi (1992) beschreibt die Höhenverbreitung in der Schweiz als „montan bis submontan“. In den norddeutschen Heidegebieten (Beier & Korge 2001, Stegmann 2002, Heitjohann 1974, Renner 2011) fehlt sie.

Weder auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) noch Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nachgewiesen.

<i>Cicindela sylvicola</i>	SO: 36,2536 (<0,0001)	OS> TRSS	TRSS, WS: neg., SO	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
----------------------------	-----------------------	----------	--------------------	------	-------------------	--------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Im Datenbestand finden sich nur zwei Nachweise der Art, die noch durch Beobachtungen zu Vorkommen ergänzt werden können, die nicht mit Bodenfallen beprobt wurden. Aufgrund der oftmals sehr dichten Besiedlung der optimalen Habitate mit Larvenröhren (Burmeister 1939) wäre eine solche Beprobung mit Bodenfallen im Kernhabitat der Art kritisch zu werten. Obwohl es sich um einen Sandlaufkäfer handelt, und Sandhabitate besiedelt werden können, stellen diese doch nicht das Vorzugshabitat dar. Das Vorzugshabitat laut Literatur, sonnige Waldwegränder bzw. -böschungen und kleine Abbaustellen im Wald, wurde nicht untersucht.

Offene Sandstandorte der Ufer und abseits von Ufern

Die hier zusammengefassten Arten haben entweder ihren maximalen Testwert, oder zumindest jenen im Kiefernwald-Kontext, für offene Sandstandorte. Es sind jedoch laut Literatur solche, die zumindest auch, oder ausschließlich, sandige Ufer besiedeln, und z.T. auch nicht ausschließlich auf Sandstandorte beschränkt sind. Diverse weitere Arten sind Spezialisten sandiger Ufer und traten im Datenmaterial gar nicht auf.

Elaphrus riparius ist ein Bewohner offener, oft sandiger, vegetationsarmer Uferstandorte und eine ripicole (Köhler 2000), hygrophile und heliophile Art (Koch 1989, Hurka 1996, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009, Lindroth 1986, Turin 2000, Gersdorf 1937). Nicht nur, aber auch sandige Ufer werden besiedelt (Köhler 2000, Koch 1989, GAC 2009). Neben Ufern werden auch Abbaustellen (Koch 1989), nach Hurka (1996) gelegentlich auch Uferstandorte auf Niedermoor besiedelt. In den Niederlanden wurde sie ebenfalls v.a. auf Poldern und an Ufern gefunden, aber in geringerem Umfang auch auf Dünen-Grasland, Heiden, ferner Eichen-Mischwäldern und feuchten Laubwäldern (Turin (2000).

In der ausgewerteten Literatur fehlen Nachweise der Art aus terrestrischen Wäldern vollständig. Auch auf Sturmwurf- (Kenter et al. 1998) oder Waldbrandflächen (Winter 1980, Kolbe 1981, Trautner & Rietze 2001) wurde sie nicht nachgewiesen. Auch in polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko

1983) und dortigen Windwürfen (Sklodowski & Garbalinska 2007) fehlt sie. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie nur in einer Kiesgrube nachgewiesen. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie in wenigen Einzeltieren auf, abundanter hingegen an den sandigen Ufern des Brombachs. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie in manchen Teilgebieten auf, mit Konzentration auf Gehölz-geprägte Bereiche.

<i>Elaphrus riparius</i>	SO: 74,4157 (<0,0001)	TRSS, OS	TRSS: WS: neg.	n.t.	-; Höchster HT: -	NN<300: n.s.; <600: n.s.
--------------------------	--------------------------	----------	-------------------	------	----------------------	-----------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	>	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Zwar besiedelt die Art auch laut Literatur bevorzugt offene Sandstandorte, doch müssen diese in aller Regel im Kontext von Gewässern stehen. Der einzige Nachweis im Datenbestand stammt aus einer mittelfränkischen Sandgrube. Sandige und schlammige, unbewaldete Ufer sind im Datenbestand hingegen nicht repräsentiert, so dass der höchste Testwert als Artefakt zu werten ist.

Bembidion femoratum ist ein Bewohner von Rohboden-Ufern unterschiedlicher Feuchtigkeit und Substrates, v.a. lehmig-sandiger (Marggi 1992, Hurka 1996), unbewachsener (Baehr 1980) Stellen, oder aber solchen mit Vegetation (Luka et al. 2009), und wird auch beim Auwald besprochen. Die Art kommt auch in nichtripicolen Habitats (Wirthumer 1975) der Kulturlandschaft (GAC 2009), einschließlich trockener Habitats wie trockener Äcker, Ruderalflächen und Dünen (Koch 1989) vor. Gersdorf (1937) nannte für Mecklenburg feuchten Rohboden verschiedene Bodenarten (Lehm, Sand), Äcker auch auf bindigen Böden sowie Lichtungen in Laubwäldern und Parks. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in Ackerunkrautfluren, mit weiteren Haupt- und Nebenvorkommen in bestimmten offenen Feuchthabitats und Nebenvorkommen auch in „ausdauernden Ruderalfluren“ und Kriechpflanzenrasen.

In der Senne kommt sie abundant auf Sand-Offenflächen vor, fehlt aber in der *Calluna*-Heide, den Sukzessionsstadien und dem Wald, sowie auch auf den Sandäckern (Heitjohann 1974, Kaiser 2007). In der Döberitzer Heide verhält sie sich „eurytop und psammophil“, und wurde u.a. an sandigen Ufern, lehmigen Wegpfützen und auf Sandoffenflächen und Silbergrasflur des Zentralbereichs der „Großen Wüste“ gefunden (Beier & Korge 2001). In der Ueckermünder Heide (Stegemann 2002) ist sie abundant verbreitet.

Auf einer Brandfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) wie auch in den Vergleichsbeständen trat sie nicht auf, ebenso nach einem großen Waldbrand in der Lüneburger Heide (Winter 1980). Kolbe (1981) stellte sie mäßig abundant und nur auf einer rheinländischen Waldbrandfläche fest, nicht auf der ungebrannten Vergleichsfläche.

Gruttko (1989) wies auf einer sandigen Berliner Ruderalfläche ein Einzeltier der Art nach. Gospodar (1981) fand sie in einem ruderal geprägten Berliner Gebiet ausschließlich in den nicht bewaldeten Ruderalflächen einer ehemaligen Kiesgrube und hier sehr abundant, deutlich abundanter allerdings in der Fläche mit lichtem Gehölzbewuchs als in der ganz offenen. Auf Braunkohle-Rekultivierungsflächen des Rheinlandes (Neumann 1971b) trat die Art verbreitet auf den frischen Kippen und den jungen Aufforstungen bis zum fünfjährigen Bestandsalter auf, um dann aber ganz zurückzugehen. Sandige Äcker wie z.B. Spargelfelder (Rethmeyer 1989) werden z.T. ebenfalls besiedelt. Regelmäßig wird sie auch in feuchten Abbaustellen unterschiedlichen Substrates (Plachter 1983, Baehr 1980) gefunden. In den Niederlanden liegen die Funde in Gehölzhabitats wie feuchten Gebüsch und Eichen-Hainbuchenwäldern, die meisten Fundstellen jedoch an Ufern und in Poldergebieten. Hejkal (1990) fand sie in einem nordböhmischen Feuchtgebiet auf weitgehend unbewaldeten früheren Diatomit- und Torfabbaufflächen.

In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit geringer (4%) Stetigkeit nur in den jungen Beständen auf, in Sturmwurfflächen im Kiefernwald (Sklodowski & Garbalinska 2007) und Dünge- und Versauerungsversuchen im Kiefernwald (Sklodowski 1995) fehlt sie.

Auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel mit Heide- und Küsten-Habitaten konnte sie eine Population aufbauen (Topp 1988). Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010). Beides spricht für sehr gute Pionier-Eigenschaften. Nach Trautner (1993) überwintert sie im weiteren Umfeld des Jahreslebensraumes, „z.B. an Hecken und Waldrändern.“ Auf den von Kenter et al. (1998) untersuchten Windwurfflächen Baden-Württembergs trat sie nicht auf.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt die Art auf Haide-Wiederherstellungsversuchen einschließlich Kies-Auftragsflächen, sowie auf Äckern und in einer Kiesgrube vor, nicht in den alten Haiden oder im Wald. Plachter (1985) fand sie im unteren Brombachtal vereinzelt in Sandmagerrasen, die „inselartige“ Kiefern-Pionierbestockung und Ginstergebüsch aufwiesen, pionierartigen Feuchtgebüschen wechselfeuchter Bereiche, und in sehr hoher Aktivitätsdichte an einem Sandufer. In revitalisierten oberfränkischen Auen trat sie stetig und z.T. abundant auf, v.a. in Bereichen mit geringer Deckung, meist „stark versandeten Kiesbänken“ (Metzner 2004).

<i>Bembidion femoratum</i>	SAL: 87,7997 (<0,0001); Kiefer: SO: 72,6683 (<0,0001)	Kiefer: TRSS> OS; zusammen: SO>SAN>WHI> TRSS>AW	WS: neg. FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN, TRSS, SO	n.t.	Au; Höchster HT: SAL	NN<300: 9,1057 (0,0025); NN<600: (Trend: 3,1179; 0,0774)
----------------------------	--	--	---	------	-------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Bei dieser Ahlenläufer-Art ist offensichtlich keine Bindung an ripicole Habitats gegeben, sondern auch Sand- und andere Rohbodenstandorte abseits von Ufern als Habitat geeignet. Dass diese bevorzugt weitgehend offen sein sollten, entspricht sich im Chi²-Test und in der Literatur. In Bayern ist die Art weit verbreitet (Lorenz 2014) und nicht auf Sandgebiete beschränkt.

A.5.5.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Einige in Mitteleuropa speziell auch für natürliche Kiefernwälder sehr typische Arten treten in Bayern natürlicherweise nicht auf bzw. wurden hier noch nie nachgewiesen, was als Hinweis darauf gedeutet werden kann, dass die natürlichen Sand-Kiefernwaldvorkommen Bayerns klein sind und abseits der Hauptverbreitung dieses Lebensraumes liegen. Um diese arealgeographischen Beziehungen zu beleuchten, und weil ein Vorkommen (zumindest historisch) nicht völlig auszuschließen ist, werden diese Arten hier aufgeführt.

Callisthenes reticulatus ist eine xerophile, bodenbewohnende Puppenräuber-Art der „Kiefernheiden“, lichten, trockenen Kiefernwälder und Waldsteppen (du Chatenet 2005, Müller-Motzfeld 2006a, Bruschi 2013). Bayern liegt am Westrand des Verbreitungsgebietes (Bruschi 2013). Die Art fehlt wahrscheinlich in Bayern bereits natürlicherweise (entgegen der Kartendarstellung in Turin 2000; vgl. Horion 1941), doch erscheint das historische, theoretisch auch ein rezentes Vorkommen zumindest denkbar.

Miscodera arctica ist zirkumpolar verbreitet (Mossakowski 1964b), und bewohnt als boreoalpin verbreitetes Kaltzeitrelikt Teile der Alpen und Nordeuropas, wo sie trotz gegebener Flugfähigkeit reliktär verbreitet ist (Mossakowski 1964b), fehlt aber offenbar in Bayern. In den Alpen sind alpine Gebirgsbiotope der bevorzugte Lebensraum (Marggi 1992), in tieferen Lagen kommt sie auch in Wäldern vor (nach Burmeister 1939 „Kiefer, Buche, Birke“, die meisten Angaben stammen aber aus Kiefernwaldgebieten). In Skandinavien besiedelt sie „trockenen, feinen Sand“ und Kies mit Heiden und lichtem bzw. schwachwüchsigem Kiefernwald („thin pine forest“) oder alpine Grasheiden (Lindroth 1986). In Norddeutschland und den Niederlanden kommt sie reliktär in Sandgebieten mit trockener Heidevegetation (Främb 1984, Peschel 1994, Turin 2000) und trockenen Hochmoorgebieten vor (Mossakowski 1964b), aber auch im Kiefern- (Peschel 1994) und Eichen-Birkenwald (Turin 2000). In der Senne fand Heitjohann (1974) sie in der typischen *Calluna*-Heide und einer mit initialem Baumbewuchs, in ersterer abundanter. „Kümmerliche Moos- und Flechtenvegetation“ mit keinem oder sehr spärlichem Baumbewuchs sowie Trockenheit kennzeichnen die Lebensräume in Nordamerika (Lindroth 1961-1969). In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szysko 1983) tritt sie mit einer Stetigkeit von zusammen 11% in mittleren und älteren Phasen auf, und zeigt eine Präferenz für stark saure, nährstoffarme Flächen (Skłodowski 1995). Erstfunde in Irland (Alexander 1993 in Luff 1998) und der Ukraine (Rizun 2003e) legen den Schluss nahe, dass sie bisher auch in Teilen Europas übersehen worden sein kann.

Amara concinna als extrem seltene Art kommt nach Trautner (1996a) in Baden-Württemberg auf Sand-„Sonderbiotopen“ und im Typ „trockene Nadelwälder“ vor. Marggi (1992) nennt „spärlich bewachsene, sandige Böden, namentlich an Flussufern“, Luka (2009) klassifiziert den Lebensraum als „Ufer ohne Vegetation“, hier „steno-hygrophil“. Koch (1989) führt die Art halobiont auf und gibt nur „Binnenlandsalzstellen“ als Habitate an. Müller-Motzfeld (2007) listet sie jedoch nicht unter den halophilen und halobionten Arten. GAC (2009) nennt (für Südwestdeutschland) „Feucht- und Nassgrünland“. Möglicherweise besteht ein besonderer Bezug zu Gräsern als Nahrungspflanze, da die Art häufig auf diesen beobachtet wird (Burmeister 1939).

Die Art tritt in Deutschland wie auch im übrigen Mitteleuropa nur verstreut auf (Müller-Motzfeld 2006a), und ist rezent nur noch aus Baden-Württemberg bekannt (Trautner et al. 2014). Aus Bayern gibt es einzelne alte Fundmeldungen aus der nördlichen Frankenalb (vgl. Zusammenstellung in Horion 1941). Da auch Funde aus Tschechien bekannt sind, liegt Bayern nicht am Arealrand der Art und ein tatsächliches (zumindest ursprüngliches) Vorkommen erscheint möglich.

Amara quenseli besiedelt in der Nominatform „Matten, Schneeränder, Sandmoränen, Silbergrasfluren“ (Koch 1989) und kommt sogar in der subarktischen Tundra Spitzbergens vor (Stromme et al. 1986). Die **ssp. *silvicola*** lebt in der Ebene, und hier in „stark besonnten und spärlich bewachsenen Sandgebieten, Heiden und Lichtungen im Kiefernwäldern (Hieke 2004)“ (Buse et al. 2012). In der Ueckermünder Heide Mecklenburgs wurde sie „auf Binnendünen in großer Zahl gefangen“ (Stegemann 2002), und in der Döberitzer Heide ist sie gleichfalls auf lückigen Sandtrockenrasen und Sandoffenflächen sehr häufig, Flächen mit dichter Vegetation meidend (Beier & Korge 2001). Heitjohann (1974) fand sie in der Senne ebenfalls nur auf einer Sand-Offenfläche; auf dortigen Sandäckern (Kaiser 2007) fehlt sie. In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) kommt sie nur in den Jungbeständen vor (mit 19% Stetigkeit).

Sie war noch zu Zeiten von Horion (1941) „in den bayerischen Alpen bisher unbekannt, nach Ihssen 1934“, wurde historisch aber mindestens einmal auch im Allgäuer Alpenraum nachgewiesen (Lorenz 2014). Auch eine Erstreckung bis in das Vorland erscheint theoretisch in geeigneten Lebensräumen denkbar.

Harpalus sulphuripes ist eine „zweifelloso xerothermophile Art“, die eher westeuropäisch verbreitet ist, und deren ursprüngliches Vorkommen in Mitteleuropa z.T. fraglich ist (z.B. aus Hessen, Thüringen, Österreich, Tschechien; Horion 1941, Marggi 1992, Müller-Motzfeld 2006a). Trautner et al. (2014) zeigen Funde im nordwestlichen Grenzbereich Bayerns; letzte Funde dort stammen aus dem Raum Darmstadt, von 1874 (Horion 1941). Hurka (1996) führt sie nicht auf. GAC (2009) vermerkt die Art für die westlichen und östlichen Mittelgebirge, ohne Angaben zum Habitat.

Müller-Motzfeld (2004) führt sie als xerotherm auf. Burmeister (1993) und Koch (1989) erwähnen u.a. (trockene) Waldlichtungen als Habitat der an „trockenen, sandigen, kalkhaltigen Orten“ (Burmeister 1939) vorkommenden Art.

A.5.6. Auwälder

Der Stand des Wissens kann aus der großen Zahl von Arbeiten zu Laufkäfern in **Flussauen** abgeleitet werden (Lehmann 1962, Tietze 1966b, Obrtel 1971b, Mletzko 1972, Späh 1977, Lehmacher 1978, Gerken 1981, Rehfeldt 1984a, Rehfeldt 1984b, Köhler 1988, Köhler 2000, Pentermann 1989, Siepe 1989, Alf 1990, Rebhahn 1993, Zulka 1994a, Zawadzki & Schmidt 1994, Handke 1993, Handke 1996, Sustek 1994, Sustek 2000, Sustek 2001, Sustek 2003, Weber 1997, vom Hofe 1998, Bonn 2000, Lott 2001, Lorenz 2001, Lorenz 2008, van Loy et al. 2002, Bräunicke & Trautner 2002, Metzner 2004, Gerisch & Schanowski 2006a, Gerisch & Schanowski 2006b, Ludewig 2007, Lik 2010), wobei sich die Zusammensetzung je Flussgebietssystem in Bezug auf manche Arten unterscheiden kann. Zur Fauna hydrologisch veränderter Flussauen durch Regulierungsmaßnahmen wie Längs- und Querverbau liegt eine breite Literatur vor (z.B. Waldert 1990, Waldert 1991, LfW 1991, Manderbach & Reich 1995, Spang 1996, Sustek 2000, Sustek 2001, Sustek 2003). Carabidologisch wesentlich weniger umfangreich wurden bisher die verschiedenen Typen der **Bachauwälder der Mittelgebirge** untersucht (z.B. Koth 1974).

In der vergleichenden Literaturbetrachtung sind auch jene Arbeiten von Interesse, die künstliche bis halbnatürliche offene Auen-Lebensräume untersucht haben, wie Überflutungs-Wiesen (z.B. Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a, Gerisch & Schanowski 2009b). Beispielsweise lässt ein (weitgehendes) Fehlen hochspezialisierter Auenbewohner in diesen Studien bei in Bezug auf alle anderen Faktoren (Überflutungen usw.) (sehr) günstigen Bedingungen - in Kombination mit anderen Indizien - die Vermutung zu, dass ein Zusammenhang mit der fehlenden Waldbedeckung besteht. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass speziell die Überflutungsereignisse der Auen möglicherweise bedingen, dass die Arten auch außerhalb ihres eigentlichen Habitates (beispielsweise in Bezug auf die Frage Wald-Offenland) angetroffen werden.

Offene Kies- und Sandbänke entziehen sich aufgrund ihrer Beschaffenheit einer Beprobung mit Bodenfallen und werden daher bevorzugt mit anderen Methoden (Handaufsammlungen, Schwemmen usw.) untersucht. Da aus diesem Grund keine Daten aus diesem Teil-Lebensraum in den Datenbestand aufgenommen wurden konnten, ist über den hier erfolgenden Literaturvergleich (z.B. Plachter 1986a, Metzner 2004) sicherzustellen, dass dieser in der Einwertung Berücksichtigung findet. Wenn in Testwerten von Weichholzaunen, Wildflussaue und Silberweidenaue die Rede ist, so sind hierin im Zweifelsfalle auch (halb)offene Lebensräume der Wildflusslandschaft subsummiert.

Bei nicht wenigen Arbeiten wird eine intensive Durchdringung der untersuchten Lebensräume durch viele der Arten ersichtlich, wie sie durch saisonale Mobilität, Mobilität und Verfrachtung durch Hochwasser-Ereignisse, u.a. aber auch und durch die ausgeprägte, natürliche **Habitatkomplex-**Bildung in Auen erklärbar ist. Sehr deutlich wird dies beispielsweise in den Aufnahmen von Metzner (2004) aus renaturierten oberfränkischen Auen, die ausgeprägte Lebensraummosaik darstellen, und wo beispielsweise von ihm so eingestufte Charakterarten kiesiger Ufer wie *Bembidion punctulatum* und *B. decorum* mehrfach in Weichholzaunen angetroffen wurden.

Zu beachten ist, dass sich die Literaturangaben zur „Bruchwäldern“ z.T. möglicherweise oder z.T. sogar sicher (z.B. an der weiteren Habitatbeschreibung deutlich erkennbar) auf Schwarzerlen-geprägte Sumpf- und Auwälder beziehen, und umgekehrt Angaben zu „Sumpfwäldern“ z.T. erkennbar Bruchwälder meinen. Diese Angaben müssen daher entsprechend zurückhaltend interpretiert werden, bzw. ggfs. in Kenntnis der vom jeweiligen Autor verwendeten Terminologie.

Bei der Literaturreferenzierung ist in diesem Abschnitt aufgrund des weitgehenden Fehlens offener Auenlebensräume wie Kies- und Sandbänke und Ufer im ausgewerteten Datenbestand in Bezug auf die Kongruenz zwischen Testergebnis und Literatur im zweiten Feld nicht die Übereinstimmung mit der Literatur außerhalb Mitteleuropas, sondern die Frage der Bevorzugung beschatteter Auenstandorte aufgeführt. Ein „+“ ist dann zu vergeben, wenn die Art laut Literatur zumindest licht beschattete Bereiche präferiert oder sich der Beschattung gegenüber indifferent verhält, und jedenfalls nicht offene Feuchthabitate bevorzugt.

A.5.6.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Konvolut der Au- und Bruchwälder (AB)

Patrobus atrorufus ist eine ausgeprägt hygrophile Waldart (Koch 1989, GAC 2009, Marggi 1992), die neben Au- und Sumpfwäldern auch Bruchwälder (Koch 1989) besiedelt. Hurka (1996) erwähnt ferner auch feuchtes bis nasses Grünland, ebenso wie Irmiler & Gürlich (2004), dort aber in geringeren Abundanzen als im Wald. Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 in der systematischen Einstufung nach Alf (1990), und Stufe 7 (von 8) bei Sustek (2003)). Irmiler & Gürlich (2004) halten die Art für Schleswig-Holstein indes für eine „typische Art der feuchten und trockenen Erlenwälder. Sie meidet sowohl die nassen Erlenwälder als auch die frischen Wälder.“ Das steht im direkten Widerspruch zur Einschätzung von Barndt (1976) für den Berliner Raum, der sie „in den Erlen- und Edelholzlauen der Flüsse, sowie in Erlenbrüchen an den nassesten Standorten“ fand, könnte aber mit dem unterschiedlichen Anspruchsverhalten im atlantischen Raum zusammenhängen.

P. atrorufus tritt regelmäßig in CEA auf, oft mit hoher Stetigkeit und/oder Abundanz (Schiller 1973, Riegel 1996, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985, Platen 1989, Platen 1991, auch in oligotrophen CEA, Sustek 2004), z.T. auch nur mit mittlerer Stetigkeit und mäßiger Abundanz (Stegner 1998a). In nassen CEA Schleswig-Holsteins (Nötzold 1996) fehlte die Art weitgehend, trat aber in mäßig beeinträchtigten mit hoher Stetigkeit auf. Stegner (1999) vermutet hingegen, dass die Art „nasseste Bruchwälder mit relativ ausgeglichenem Grundwasserregime bevorzugt, während sie in Bruchwäldern mit starker Grundwasserdynamik Störungen unterliegt.“ Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). Sie fehlt bei Bezdek et al. (1997). In Kärntener CEA (Pentermann 1988a, Pentermann 1988b) wird sie offenbar von *P. styriacus* ersetzt und fehlt hier. Stegner (1999) fand sie in CEA der Auen wesentlich stärker repräsentiert als außerhalb des Auen-Kontextes.

Rehfeldt (1984a) fand sie im Harzvorland dominant im Erlenauwald, im Gegensatz zum Weidenauwald, und sah einen Zusammenhang mit dem Winterhochwasser-Regime, das die winteraktiven Larven der Art offenbar besonders gut überstehen können. Auch in südbelgischen Wäldern präferiert sie Erlenauwälder (Baguette 1993). In den Marchauen (Zulka 1994a) trat sie im Silberweiden-Weichholzauald und anmoorigen Erlenwald auf. Insgesamt zeigt sich in der Literatur eine gewisse Häufung der Nennung speziell von (Schwarz)erlenwäldern als Lebensraum. Es ist denkbar, dass Parallelen mit der von dieser Baumart präferierten bzw. tolerierten Standortsamplitude bestehen.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art mäßig abundant auf und fehlte in manchen Teilgebieten und Probestellen auch ganz. Sie ist konstant brachypter (Turin 2000).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964) tritt sie stetig in den feuchten bis sehr feuchten Ausprägungen auf, in den nicht-hydromorphen hingegen weitgehend fehlend. In den Eichen-Hainbuchenwäldern Südwestdeutschlands (Trautner et al. 1996, Müller 1983) fand sie sich nur im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals, nicht im Freiburger Mooswald und im Bestand auf Keuper.

Für Frankreich (du Chatenet 2005) werden „schattige Sümpfe“ als Lebensraum angegeben. Lindroth (1949) beschreibt für Skandinavien das Habitat als „lehmigen Boden mit +- Einmischung von Humus und einigermaßen bis sehr feucht“ und „etwas Beschattung fordernd.“ Er beschreibt sie als auch in Gärten, Parks und anderen Kulturhabitaten mit „üppiger Vegetation“ vorkommend und schätzt sie als „deutlich kulturbegünstigt ein, vielleicht, weil sie fette Erde liebt.“ Ferner komme sie auch an „schattigen, lehmigen Ufern“ vor. Ähnlich der Schwesternart *P. assimilis* im Norden ihres Areals erfährt die Art demnach weiter nördlich bzw. im Falle dieser Art im atlantischeren Klima eine deutliche Aufweitung des Habitates. Eine Synthese der unterschiedlichen Angaben zur Feuchtigkeitspräferenz der Art wäre darin zu sehen, dass sie im atlantischen Teil Deutschlands und im kühl-feuchten Nordeuropa weniger extrem hygrophil ist, und hier auch Habitate außerhalb des Waldes besiedelt, während sie im südlichen Mitteleuropa nasse Wälder präferiert, und noch weiter südlich sogar daran gebunden ist.

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie ebenfalls überwiegend nur vereinzelt vertreten.

<i>Patrobus atrorufus</i>	AB: 270,1722 (<0,0001)	BRU>AW>ALN >BRSI>FEUES	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, CEA, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, (OM: neg.)	≥3; höchster HT: CEA	Höchster HT: CEA	n.t.
---------------------------	---------------------------	---------------------------	---	-------------------------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art ist eine jener Arten, die laut Literatur zwischen Au- und Bruchwald vermittelt, d.h. beide gleichermaßen besiedelt, und insofern ist der höchste Chi²-Wert für das Konvolut aus beiden schlüssig. Er wird als nächsthöherem Wert von den Bruchwäldern gefolgt, höchster HT ist das CEA, so dass zu Bruchwald eine etwas höhere Affinität zu bestehen scheint als zu Auwäldern. Indes wird die Art in der ISA zwar in der HTB2 mit recht hohem IndVal zu den Bruchwaldstandorten gestellt, in der HTB3X, in der Bruchwälder mit anderen Habitaten auf Torf zusammengefasst sind, aber zum Auwald, beides mit mittelhohen IndVal. Auch in der HTB1X wird ein mäßig hoher IndVal für Bruchwälder, nicht Auwälder errechnet. Allerdings erreicht auch in der ISA ein stärker aggregiertes Konvolut, „mineralische Feuchthabitate“ incl. der Bruchwälder, den relativ höchsten IndVal dieser Art. Die Präferenz für Feuchtigkeit ist im Chi²-Test nicht ganz extrem ausgeprägt, wie auch die Literatur in Bezug auf diesen Faktor nicht ganz einheitlich ist.

Elaphrus cupreus besiedelt feuchte bis nasse Habitats im Wald- und Offenland. Neben Feuchtwäldern gehören auch Feuchtwiesen oder Großseggenriede, auch auf torfigen Standorten, zu den Lebensräumen (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009, Schreiner 2007). Irmeler & Gürlich (2004) verzeichneten die höchsten Abundanzen in Schleswig-Holstein in „feuchten bis nassen Schwarzerlen-Bruchwäldern“, sehen die Art aber nicht als silvicol, sondern als tyrophophil mit Präferenz für hohe pH-Werte. Nach Lindroth (1949) hingegen „fordert sie einige Beschattung.“ Ferner fordert sie „einige Humusbeimischung der Erde (die aus Lehm, Gytja oder Torf bestehen kann) und „fleckweise nackte“ Bodenbereiche, und kommt in Skandinavien „an sehr feuchten Stellen“ meist in der Nähe von Stillgewässern oder in „Laubwaldsümpfen“ vor, gern auch auf moosbewachsenen Stellen, jedoch im *Sphagnum* nur sehr vereinzelt (Lindroth 1949). Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf. Auf Torfstandorten Norddeutschlands wird die Art besonders durch offenen, unbewachsenen Boden gefördert (Schreiner 2007, Schreiner & Irmeler 2009).

Die Art tritt in CEA mit hoher Stetigkeit auf, v.a. in nassen, intakten Ausprägungen (Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1998a, Korge 1963, Schiller 1973, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985, Bezdek et al. 1997), fehlt aber auch in manchen der Aufnahmen (Sustek 2004, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Barndt 1976). Sie fehlt in Berliner Mooren selbst in oligotrophen CEA nicht, und kommt auch im Birkenbruchwald vor (Platen 1989, Platen 1991). Stegner (1999) fand sie ähnlich stark in CEA der Auen wie Auen-fernen Flächen repräsentiert. Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999).

Meißner (1998) fand sie in verschiedenen Bereichen eines Niedermoorkomplex, Barndt (1976) ebenfalls in Berlin in nassem PRF und Flutrasen, nicht im CEA.

In den Auen besiedelt sie v.a. Ufer (Zawadzki & Schmidt 1994, Ludewig 2007) und Weichholzauwald (Neu 2007), letzteres aber meist in geringer Abundanz (Zawadzki & Schmidt 1994), oder auch ganz fehlend (Lehmacher 1978, Gerken 1981). Das trifft auch auf den Hartholzauwald (Mletzko 1972, Tietze 1966b, Handke 1993, Sustek 2000) zu, den sie meist allenfalls sporadisch und in geringer Abundanz als Habitat nutzen kann (z.B. Neu 2007, Lik 2010). An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie fast nur, und in mäßig hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in nur mäßiger Abundanz auf. Handke (1996b) fand sie stetig und abundant in lang überstautem Marschgrünland. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine Bevorzugung der organischen, nassen Standorte. Stabile Habitate werden bevorzugt, in (temporären) Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft fehlt die Art weitgehend (Brose 2000).

Topp (1988) dokumentierte ein Einzeltier als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, so dass die Art ausbreitungsfähig ist.

Plachter (1986) fand sie nicht an Kiesbänken von Isar, Lech und Donau, aber mäßig abundant im Bereich des sandigen Brombachs. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie in manchen Teilgebieten auf, mit Konzentration auf Gehölz-geprägte Bereiche.

<i>Elaphrus cupreus</i>	AB: 207,5529 (<0,0001)	CEA>AW>ALN> ALNS>STA	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	-; Höchster HT: CEA	n.t.
-------------------------	---------------------------	-------------------------	--	----	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Wie bei *Carabus granulatus* besteht die höchste Affinität laut χ^2 -Testwert zu nassen Habitaten und dem Konvolut aus Au- und Bruchwäldern. Höchster IndVal wird für mineralisch beeinflusste Feuchthabitate einschließlich Bruchwäldern erreicht, so dass zwischen beiden Verfahren in Bezug auf die stärkste Lebensraum-Affinität grundsätzlich Übereinstimmung besteht. Einen besonders starken Bezug zum CEA stellt der maximale χ^2 -Testwert auf der HT-Ebene her.

Carabus granulatus wird in der Literatur mehrheitlich als hygrophile Art beschrieben, die Habitate sowohl im Wald als auch im Offenland besiedeln kann (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009). Feuchtwaldhabitate werden dabei meist an erster Stelle erwähnt und schließen neben Au- auch Bruchwälder ein. Koch (1989) bewertet die Art als silvicol. Barndt et al. (1991) führen Feucht- und Nasswälder als Schwerpunktorkommen auf.

Dennoch wird sie in vielen Werken als euryöke Art bezeichnet (Arndt 1989, Stegner 1999, Turin et al. 2003). In Turin et al. (2003) wird sie als „in ganz Deutschland häufigste [*Carabus*]-Art in feuchten, offenen Biotopen“ eingestuft. Arndt (1989) bezeichnet sie für Ostdeutschland als „extrem eurytop, nur geschlossene Waldungen meidend.“ Zumindest in Nord- und Ostdeutschland ist sie nicht auf natürliche Habitate oder Feuchtbiopten beschränkt, sondern es werden z.T. auch Kulturland (Feuchtgrünland) und - v.a. im atlantischen Teil des Areals - auch weniger feuchte Habitate besiedelt (Irmiler & Gürlich 2004). Allerdings erscheint es denkbar, dass sich die Angaben zur Euryökie auch teilweise daraus ableiten, dass die Art aktiv (und fliegend) Winterquartiere im Umfeld der besiedelten Feuchtgebiete aufsucht (Dahl 1925, Horstmann & Reimann 2009) und dabei auch verschiedene Waldtypen nutzt (Horstmann & Reimann 2009), solange diese Wurzelstöcke oder Totholz bieten, in denen die Art, z.T. sogar „gesellschaftlich“ überwintert (Nüssler & Grämer 1966).

Nach Turin et al. (2003) werden „feuchte bis nasse, nicht zu dichte Wälder und Wiesen, Ufer und Flussufer und Kulturland, besonders nasses Grünland“ besiedelt, so dass die Art „in Deutschland und den Niederlanden eine dominante Art in Tieflands-Flussauen“ ist. Auch in Ungarn kommt sie „in Weichholzaunen, Nasswiesen und Röhrichten“ vor, und auch aus Ostfrankreich und Russland werden ähnliche Habitate beschrieben, in Osteuropa einschließlich nasser bzw. bewässerter Felder (Turin et al. 2003). Für Ostsachsen benennen Nüssler & Grämer (1966) das Habitat als „feuchte Feldflächen mit schweren Ackerböden“, mit einem „größeren Feuchtigkeitsanspruch.“ Ganz offenbar ist die Art ein ursprünglicher Bewohner sowohl bewaldeter als auch offener Feuchthabitate, konnte aber zumindest regional das Habitat auch auf bestimmte, meist ebenfalls feuchte Kulturhabitate ausdehnen, im atlantischen Klimabereich stärker als im kontinentalen. Die Art ist der Literatur zufolge jedenfalls

durchaus stenök, da weit überwiegend als ausgeprägt hygrophil beschrieben, mit Abweichungen davon v.a. in sommerfeuchten, atlantischen Klimaten.

Lindroth (1949) zufolge ist sie nach dem semiaquatisch lebenden *C. clatratus* gar die hygrophilste der skandinavischen Arten der Gattung. Sie ist sehr gut an Überflutungen angepasst, die im Boden bis zu einem halben Jahr überstanden werden (Fuellhaas 1997). Das Ei der Art „vermag Nässe und Pilzen gut zu widerstehen, nur Trockenheit können die Eier nicht vertragen (Oertel 1924). Die Art klettert auch in der Vegetation, und auch auf Bäume (Turin et al. 2003), was für ein Ausweichen aktiver Imagines bei Hochwässern eine Rolle spielen könnte (eig. Beobachtung).

Carabus granulatus wird mindestens ebenso so häufig für Feuchtwälder genannt wie für feuchte Offenland-Habitats, was jedoch regional unterschiedlich ist. In Feuchtwäldern und in Feuchtwiesen gleichermaßen erreicht sie in Schleswig-Holstein ihre größte Häufigkeit (Irmeler & Gürlich 2004). Dietze (1936, in Nüssler & Grämer 1966) bezeichnet die Art als „häufig, besonders im Auwald.“ Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in extrem hoher Abundanz auf. Ludewig (2007) fand sie in der hessischen Rheinaue in einer breiten Palette von Feuchtlebensräumen einschließlich des Auwaldes, und häufiger als dort nur in Röhrichen. In der Überflutungsauwe der Elbe erreichte die Art im Durchschnitt höhere Abundanzen im sommernassen Überflutungsgrünland als im Auwald (Bonn 2000). An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie fast nur, und in hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Bezdek (2002) und Bezdek et al. (1997) fanden *C. granulatus* in einem Feuchtgebiet Südböhmens in deutlich höheren Aktivitätsabundanzen im Bruchwald als in den offenen Feuchtstandorten (Schilfröhricht, Nasswiese). Lik (2010) fand sie sowohl im Hartholzauwald, Pappelforst und auf Feuchtwiese in hohen Aktivitätsdichten. In den von Pentermann (1989) untersuchten Weichholzauwäldern trat sie in hohen Aktivitätsdichten auf. Zulka (1994) fand sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen in allen untersuchten Auwald-Typen und dem Flutwiesen-Röhricht, mit höchster Abundanz im anmoorigen Schwarzerlen-Sumpfwald. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“, mit verschiedenen weiteren Haupt- und Nebenvorkommen u.a. in mesophilen Wäldern und weiteren Feuchthabitats sowie in Ackerunkrautfluren. Meißner (1998) beobachtete sie in einem Berliner Niedermoor in Bulten und Schlenken der Seggenriede wie auch auf den Feuchtwiesen. In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf trat sie abundant auf (Oertel 1972). Bauer (1982) fand sie gleich abundant in der ungemähten wie der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes.

Je nach Region und Ausprägungen können verschiedene Au- bzw. Feuchtwaldtypen bevorzugt werden. In ostniedersächsischen Flussauen fand Rehfeldt (1984a) sie als abundante Art in Weiden- wie Erlenauwäldern, entsprechend Lehmacher (1978) in einem Auwald im Siegerland. Mletzko (1972) bezeichnet die Art als typisch für den Hartholzauwald der Elsteraue. Auch im Hartholzauwald bei Halle (Tietze 1966b) war sie eine der häufigsten Arten. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie in höheren Stetigkeiten und Abundanzen im Weichholzawald auf, im Hartholzauwald hingegen überwiegend eher vereinzelt. Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nasse, eutrophe Weiden-Auwälder bevorzugt. In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen Donau (Szel et al. 2005) fand sich die Art der intakten und mittelstark beeinträchtigten, verschwand aber in der durch Ausleitung trockenen Variante. In Skandinavien lebt die Art „mit Vorliebe“ in Schwarzerlenbeständen an See- und Flussufern und mithin in Bruch- und Auwäldern (Lindroth 1949).

Lindroth (1949) zufolge „zeigt sie eine deutliche Vorliebe für lehmigen, meist humusgemischten Boden“, kommt aber auch auf Torf vor. Meißner (1998) beobachtete sie in einem Berliner Niedermoor in Bulten und Schlenken der Seggenriede, wie auch auf den Feuchtwiesen. Zulka (1994) fand sie mit höchster Abundanz im anmoorigen Schwarzerlen-Sumpfwald. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie keine Präferenz für die organischen oder mineralischen Standorten, sondern ist in beiden Typen sehr stetig vertreten.

Armmoore und Moorwälder werden in Mitteleuropa gemieden und fehlt in den ausgewerteten Quellen (sh. Abschnitt Moorwald) weitgehend. In Irland fanden Williams & Gormally (2010) *C. granulatus* hingegen vorwiegend als Moorbewohner der Hoch- und anderen Arm-Moore einschließlich des Moorwaldes, weniger der (besseren) Niedermoore [Fens], Feuchtwiesen und des mineralischen Feuchtwaldes.

Sie tritt in hoher Stetigkeit und auch meist (sehr) hohen Abundanzen in CEA auf, auch sehr nassen, aber nicht auf diese beschränkt (Schiller 1973, Bezdek et al. 1997, Nötzold 1996, Riegel 1996, Sustek 2004, Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991). In oligotrophen CEA Berlins (Platen 1989) tritt sie zurück. Auch im Birken-Bruchwald tritt sie z.T. in hoher Stetigkeit, aber geringeren Abundanzen als im Erlen-Bruchwald auf (Platen 1989, Platen 1991), oder aber fehlt (Schiller 1973). Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964) tritt sie relativ stetig auf, v.a. in den (sehr) feuchten Ausprägungen auch abundant, in den rein terrestrischen (Rehage & Renner 1981) hingegen ganz fehlend. Müller (1983) fand sie abundant im feuchten Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg, Trautner et al. (1998) hingegen nur als Einzeltier im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals.

In Ostdeutschland tritt sie mäßig stetig, aber stets in geringen Abundanzen, an Nassstellen der Agrarlandschaft auf (Brose 2000). Es handelt sich um eine der wenigen zumindest teilweise flugfähigen (flügeldimorphen) der heimischen *Carabus*-Arten (Turin et al. 2003, Horstmann & Reimann 2009). Möglicherweise nutzt sie diese Fähigkeit auch zum saisonalen Habitatwechsel in Überwinterungsquartiere, die häufig in Totholz oder unter der Rinde im Wald liegen (Turin et al. 2003, Horstmann & Reimann 2009), und zum „Ausweichen“ von Hochwassern. Wegen der speziellen Anforderungen dynamischer Flussauen kommen in Auen besonders hohe Anteile flugfähiger Arten vor (z.B. Bonn 2000). *Carabus granulatus* verfügt über die bedeutsamsten Anpassungen spezialisierter Feuchtgebiets-Bewohner: die Fähigkeit, längeren Überstau zu überstehen (Blumenthal 1981), Flugfähigkeit, zumindest für einen Teil der Population, und gute Kletterfähigkeit, zum Überdauern von Hochwässern auf vertikalen Strukturen (Bäume, Sträucher, Röhricht) (z.B. Gerken 1981, Rehfeldt 1984b, Turin et al. 2003, Palmen 1948, Tietze 1966b).

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. Sie kommt in feuchten Abbaustellen unterschiedlichen Substrates vor (Plachter 1983). An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen stetig und z.T. sehr abundant. Brandt et al. (1960) fanden sie in den 1950er Jahren sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München.

<i>Carabus granulatus</i>	AB: 200,5005 (<0,0001)	AW>FEUES> BRUS>CEA> FH	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, (SQS), SAL, PRF, (CRF), EF, STA, CEA, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥5	Höchster HT: CEA	n.t.
---------------------------	---------------------------	------------------------------	--	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Es ist plausibel, dass das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern den höchsten Chi²-Wert erreicht, und dies mit einem hohen Wert. Auch bei den ISA-Testserien werden höhere signifikante IndVal errechnet, der höchste auf Ebene mineralischer Feuchtwälder einschließlich der Bruchwälder, sowie auch Ebene der HTB3(X) für das Konvolut aller Auwälder. Auf HT-Ebene wird in beiden Verfahren der CEA indiziert, in der ISA allerdings nur als Trend. Es besteht eine Affinität zu nassen Standorten. Wie ihre Schwesternart *Carabus menetriesi*, die in ihrer mitteleuropäischen Unterart *pacholei* ombrotrophe Moore besiedelt, ist *Carabus granulatus* ursprünglich wohl ein Bewohner der Niedermoore, Bruch- und bestimmter Auwälder, der auch feuchtes Grünland und andere sekundäre Feuchthabitate zu nutzen vermag, zumindest regional auch lehmige Äcker.

Zumindest in Süddeutschland und speziell Bayern ist aber eine stärkere Bindung an feuchte Lebensräume gegeben als das die wohl v.a. auf norddeutschen Verhältnissen basierende allgemeine Literatur widerspiegelt, wie die Treue-Werte von 37/38% für mineralische Feuchtwälder (ohne Bruchwälder) (FWMIN) und 32/47% für alle Habitate auf organischen Standorten (ORG) zeigen, die sich zu 69/85% aufsummieren (PF/Ind.-basiert). Auf Äckern des Unteren Isartals (Kroehling unveröff., Beutler unveröff.) konnte die Art beispielsweise nicht gefunden werden, sondern jeweils nur in nassen

Wäldern im Übergangsbereich des Auwaldes zu Niedermooren, und in Niedermooren. Auf mächtigen Lösslehmen in Kaufering (Burmeister 2008, Hammerl 2011) kommt sie stärker in den dortigen Pappel-Kurzumtriebsplantagen vor als auf den Äckern, dort nur Einzeltieren.

Pterostichus strenuus ist eine hygrophile Art verschiedener feuchter Lebensräume (Hurka 1996, Koch 1989, GAC 2009). Gegen Beschattung ist die Art indifferent (Hurka 1996) bzw. verträgt in der Schweiz nach Marggi (1992) „mäßige Beschattung.“ Neben Feuchtwäldern werden Feuchtgrünland (Hurka 1996, GAC 2009) und andere Feuchthabitate besiedelt (GAC 2009, Koch 1989, Irmeler & Gürlich 2004). Außer Hochmooren, aus denen praktisch keine Meldungen vorliegen, werden zumindest teilweise auch manche Moorhabitate besiedelt (Irmeler & Gürlich 2004). Irmeler & Gürlich (2004) geben für Schleswig-Holstein hingegen an, die meide ganz nasse Habitate und komme mesohygrophil in den feuchten bis frischen Habitaten vor, was mit der Einstufung von Barndt (1976) in Übereinstimmung ist, der die Art als Bewohner humoser, mäßig feuchter bis feuchter Laub- und Mischwälder sieht. Auch Barner (1954) beschreibt für Nordwestfalen eine Vorkommen bevorzugt „an schattigen, nicht allzu feuchten Orten auf schwerem Boden“, wie u.a. feuchtere Stellen in Buchenwäldern oder trockeneren in Erlenwäldern, aber z.T. auch „in ganz nassem Erlengebüsch“ und auch in feuchteren *Calluna*- und *Erica*-Heiden. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in mesotrophen Wäldern, mit weiterem Hauptorkommen in Feucht- und Nasswäldern und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten sowie in ausdauernden Ruderalfluren. Die Art ist auf den skalierten Feuchtigkeitseinschätzungen mancher Autoren eher (sehr) hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990), Stufe 7 (von 8) bei Sustek (2003)).

Scheurig et al. (1996) fanden sie in baden-württembergischen Wäldern nur in einem montanen Vaccinio-Abietetum, während sie sonst in den hoch gelegenen, nadelbaum-dominierten Flächen (Lamparski 1988, Molenda 1989, Rausch 1993b, Trautner et al. 1998) gänzlich fehlt. Trautner et al. (1998) stellte sie von sechs untersuchten Naturwaldreservaten nur in einem Eichen-Hainbuchenwald auf Keuper fest. Müller (1983) fand sie mäßig abundant im feuchten Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb war sie einzeln im Kalk-Buchenwald und mäßig abundant im eichenreichen LF vertreten. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie nicht auf. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie nur in Uferhabitaten und in einem Fichten-Jungbestand. Im Schönbuch ist die Art recht häufig und verbreitet, v.a. in Auwäldern und auf feuchten Lichtungen, einzeln auch in Buchen- und Schluchtwäldern (Baehr 1980).

In feuchten Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Klenner 1996) kommt sie mäßig stetig und abundant vor, in sekundären, nicht-hydromorphen (Rehage & Renner 1981) fehlt sie. In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie (wenig abundant) nur im stark aufgelichteten Bestand und an Säumen auf.

In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) ist sie stetig und meist eher gering abundant vertreten. In allen vier hessischen Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) ist sie vertreten, überwiegend nur einzeln oder mäßig abundant. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet kommt sie vereinzelt in den Hangwäldern (Schaffrath 1999) und regelmäßig in Bachauwäldern und an beschatteten Ufern (Fritze 2013) vor, aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise. Im Hainich fand Brüggemann (2008) sie v.a. in Pionierwaldphasen und auf einem Kahlschlag, wenig abundant. In Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) fehlen Nachweise.

Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung sowohl vor als auch nach der Regulierung, in ähnlichen Aktivitätsdichten. Lik (2010) beobachtete sie sowohl im Hartholzauwald, im Pappelforst und auf einer Feuchtwiese. In der Überflutungsauwe der Elbe erreichte die Art im Durchschnitt höhere Abundanzen im Auwald, kam aber mit hoher Stetigkeit auch im Überflutungsgrünland vor (Bonn 2000). Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue nicht auf Ufer und Weichholzauald beschränkt; sie fehlte dort zwar im Hartholzauwald, fand sich aber auch im mit untersuchten Buchenwald (allerdings in geringeren Abundanzen). Zulka (1994) fand sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen in allen Auwald-Typen, mit höchster Abundanz im Silberweiden-Weichholzauald; lediglich im Flutwiesen-Röhricht fehlten Nachweise der Art. An der Siegmündung traf Lehmacher (1978) sie in allen untersuchten Lebensräumen einschließlich eines Ackers und Röhrichtes und dem nicht mehr überfluteten Pappelforst an. In der Oberrheinaue trat sie in regelmäßig überfluteten Pappelforsten der Weichholzaue in höherer Abundanz auf als in Pappelforst und Querco-Ulmetum der Hartholzaue

(Gerken 1981). In der hessischen Rheinaue fing Handke (1993) sie v.a. im hydrologisch intakten Hybridpappelforst und Weidenbeständen der Weichholzaue, und in geringeren Abundanzen im Hartholzauwald. Mletzko (1972) fand sie im Hartholzauwald der Elsteraue eher in „trockeneren Verhältnissen“, Tietze (1966b) im Hartholzauwald bei Halle in hohen Abundanzen. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art überwiegend mit mittlerer bis hoher Abundanz und hoher Stetigkeit in den untersuchten Weich- wie auch Hartholzauwäldern auf. In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena trat sie in allen beprobten Auenlebensräumen außer der ufernächsten Bank auf. Barndt (1976) ordnet sie den „mäßig feuchten bis feuchten Laub- und Mischwäldern“ zu, sie meidet ihm zufolge Fichtenstreu, kommt aber „auch auf feuchten baumlosen Flächen vor, wenn die Krautvegetation ausreichend den Boden beschattet.“ In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen Donau (Szel et al. 2005) fand sich die Art in allen drei Varianten und am abundantesten in der mittelstark beeinträchtigten.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. Die Art fehlt an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000). Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie keine Präferenz für die organischen oder mineralischen Standorte, sondern ist in beiden Typen sehr stetig vertreten.

In Schwarzerlen-Bruchwäldern (CEA) wurde sie meist in hoher Stetigkeit nachgewiesen (Riegel 1996, Sustek 2004, Bezdek et al. 1997, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b), über alle Typen hinweg, einschließlich nasser wie auch hydrologisch veränderter (Nötzold 1996) sowie mesotropher und oligotropher, wenn auch in letzteren in geringerem Umfang (Platen 1989, Platen 1991). In sächsischen CEA trat sie auf Flächen sehr verschiedenen Grundwasser-Flurabstandes auf, auch in den sehr nassen (Stegner 1999). Müller-Motzfeld & Hartmann (1985) stellten im Peenetal nur ein Einzeltier im Birken-Bruchwald, kein Vorkommen hingegen im CEA oder den offenen Niedermoorbereichen fest.

In dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoorkomplex mit Seggenrieden und Nasswiesen fehlte sie. Isaksson (2007) fand sie in hoher Stetigkeit in reicheren schwedischen Niedermooren („rich fens“). In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf trat sie abundant auf (Obtel 1972). In einem basenreichen englischen Niedermoorgebiet wurde sie hingegen überwiegend nur wenig abundant und deutlich weniger abundant als *P. diligens* festgestellt (Dawson 1965), sowohl in Seggen- und als auch in Strauchbewuchs.

Topp (1988) fand sie regelmäßig auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was eine gute Ausbreitungsfähigkeit attestiert. Auf Sturmwurfflächen Baden-Württembergs trat sie regelmäßiger bzw. abundanter als in den stehenden Vergleichsbeständen auf (Kenter et al. 1998), ebenso wie einer zweijährigen Waldbrand-Sukzessionsfläche im Odenwald (Trautner & Rietze 2001).

In Skandinavien lebt sie in „mäßig bis ausgeprägt feuchtem Laubwald mit gut ausgebildeter Humusschicht und meist schwacher Bodenvegetation“, wie z.B. trockeneren „*Alnus glutinosa*-Sümpfen, Buchenwäldern, Laubwaldwiesen“ u.a. Habitaten mit ausreichendem Lehmanteil des Bodens und einer hinreichenden Beschattung, die aber auch durch hochwüchsige krautige Vegetation gewährleistet werden kann (Lindroth 1949).

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Varvara & Varvara 1991, Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie nur eher sporadisch und wenig abundant auf. In der russischen Steppenzone gehört sie nach Ghilarov (1961) zu den Arten, die ausschließlich die Wälder der Schluchten besiedeln.

Plachter (1986) fand die Art an Kiesbänken der Isar nur vereinzelt. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie sehr stetig und z.T. abundant vertreten.

<i>Pterostichus strenuus</i>	AB: 198,1793 (<0,0001)	FEUES>AW> ALN>ALNS>FH	FH, LBW, MIN,WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, (FRU), PRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	Keine	Höchster HT: STA	n.t.
------------------------------	---------------------------	--------------------------	---	-------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art ist v.a. in verschiedenen Feuchtwäldern verbreitet, Hochmoore und Moorwälder allerdings werden als einzige Feuchthabitat-Gruppe strikt gemieden, in Standorts-Vikarianz mit der eng verwandten *P. diligens*. Stärker aggregierte Einheiten wie Au- und Bruchwälder zusammen, gefolgt von Feucht- und Carpinion-Wäldern zusammen, erreichen die höchsten, und auch hohe χ^2 -Werte. Eine signifikante Affinität zu Feuchtigkeit als Merkmal ist allerdings nicht gegeben. Diese Testwerte sind plausibel und in Einklang mit dem von der Literatur gezeichneten Bild. In der ISA werden Auen (HTB3X), abstrahiert von Feuchthabitaten auf Torf, indiziert: Innerhalb der Feuchthabitate wird das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern gegenüber allen anderen Feuchthabitaten vorgezogen. Bei Unterscheidung unterschiedlicher Auwaldtypen (HTB1X) wird die Bachaue indiziert.

Loricera pilicornis besiedelt neben Kulturhabitaten wie Äckern und Grünland, die ihr eine Einstufung als euryök eintragen (GAC 2009 u.a.) auch Ufer, Sümpfe, Moore und Auen, wie regelmäßig überschwemmte Wälder (Hurka 1996) und „nasse, schwere und weiche Böden mit Beschattung“ (Marggi 1992). Barndt (1976) zufolge bevorzugt sie „schlammige bis lehmig-sandige Böden in den Erlenwäldern, kommt aber auch auf anderen feuchten Auwaldböden und an entsprechenden baumlosen Stellen vor.“ Sie ist auf Springschwänze (Collembolen) als Nahrung spezialisiert (Bauer 1986).

Lindroth (1949) bezeichnet sie als „Uferart, die nassen, weichen Boden mit unbewachsenen Flecken und +- ausgeprägter Beschattung“ durch Gehölze oder hohe Krautvegetation fordert. Der Boden sollte „zerfallende organische Stoffe enthalten“, Lehm oder Gytija oder Torf werden bevorzugt (Lindroth 1949). Regelmäßig wird sie auch in Mooren gefunden; beispielsweise Lindelöw (1990) fand sie in einem Fichten-Moorwald Schwedens in hoher Abundanz zusammen mit Moor-Arten wie *Patrobis assimilis*, *Epaphius rivularis* und dem nordischen Moorwaldspezialisten *Platynus mannerheimii*, sowie in mineralisch beeinflussten Feuchtgebieten vorkommenden Arten wie *Leistus terminatus*, *Elaphrus cupreus* und *Patrobis atrorufus*.

Sie wird sehr stetig aus Erlen-Bruchwäldern gemeldet (Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1999, Platen 1989, Platen 1991, Bezdek et al. 1997, Sustek 2004, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985, Schiller 1973, Pentermann 1988b), und dies z.T. in höchster Abundanz in Vergleich zu anderen offenen oder bewaldeten Feuchthabitaten (z.B. Schiller 1973), oder nur dort (Müller-Motzfeld & Hartmann 1985). Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999).

Die Art profitierte von der von Sustek (2003) untersuchten Auensimulation, in einer der Auenregulierung unterliegenden Gebiet ging sie zurück (Sustek 2003). Ebenfalls wurde sie von einem extremen Sommerhochwasser (Gerisch & Schanowski 2009a) begünstigt. In einem Auengebiet der Mittelelbe (Gerisch & Schanowski 2009b) war hingegen kein Einfluss der Lage binnen- oder außerdeichs feststellbar. Lik (2010) fing die Art häufiger im Hartholzauwald als in Pappelforst oder Feuchtwiese. In den verschiedenen Auen-Lebensräumen der Marchauen trat sie in allen Auwald-Lebensräumen und dem Überflutungsröhricht, nicht jedoch im trockenen Hartholzauwald auf (Zulka 1994a). In der Oberrheinaue fand sie sich in regelmäßig überfluteten Pappelforsten der Weichholzaue in höherer Abundanz auf als in Pappelforst und Querco-Ulmetum der Hartholzaue (Gerken 1981).

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf. Mit hoher Stetigkeit und bis zu mittleren Abundanzen tritt sie auch an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft auf (Brose

2000). Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland mit recht hoher Stetigkeit und Abundanz. Sie ist flugfähig und ein guter Flieger (Turin 2000).

In den eher feuchten Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b) und Südwestdeutschlands (Müller 1983, Trautner et al. 1983), weniger den sekundären der Mittelgebirge (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981), ist sie stetig verbreitet, wenn auch meist nur mäßig abundant auftretend.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Plachter (1986) stellte sie an Kiesbänken der Isar nur vereinzelt fest. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) ist sie stetig und z.T. abundant vertreten.

<i>Loricera pilicornis</i>	AB: 114,9662 (<0,0001)	ALN>AW>FH> FEUES>BRUS	FH, LBW, MIN: neg.,WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, PRF, EF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥5	höchster HT: STA	n.t.
----------------------------	---------------------------	--------------------------	--	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert, erreicht für das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern, passt zu den Literaturangaben. Die Art präferiert nasse Bedingungen. Feuchtwälder, und innerhalb dieser stark die mineralisch beeinflussten, sowie auf der starken Aggregationsebene der HTB3(X) die Auwälder, werden laut ISA von der Art angezeigt, in Übereinstimmung mit dem regelmäßigen Vorkommen der Art v.a. in verschiedenen Feuchthabitaten.

Clivina fossor weist eine Gattungs-typisch ausgeprägte, grabende Lebensweise auf. Sie gilt als hygrophile „Feldart“ (Marggi 1992) kaum beschatteter (Hurka 1996), eher schwerer Böden (Koch 1989). Für die Niederlande widerspricht allerdings Turin (2000) der Einschätzung, die Art komme nicht aus Sandböden vor. In Westfalen werden verschiedene Substrate besiedelt, sofern sie „ausreichende Feuchtigkeit besitzen und nicht zu stark beschattet sind“, einschließlich lichter feuchter Laubwälder“ (Balkenohl 1988). In Tschechien und Slowakei kommt sie in unbeschatteten oder leicht beschatteten Habitaten wie Wiesen und Ufern vor. Luka et al. (2009) klassifizieren die Art für die Schweiz in Bezug auf die Feuchtigkeitspräferenz als „mesophil“ und mit Präferenz für die Lebensraumkategorie „Gemüseflächen“; nur sehr wenige der Funde dort liegen in Wäldern, etwas mehr in „Gehölzhabitaten“ und praktisch nicht in Auwäldern. Auch in Schleswig-Holstein präferiert die Art lehmige Standorte der Kulturlandschaft gegenüber naturnahen Habitaten und wird als „mesohygrophil“ eingestuft (Irmeler & Gürlich 2004). In Skandinavien werden lehmige Standorte des Offenlandes „auf ziemlich feuchten“ Böden bevorzugt (Lindroth 1986).

Koch (1989) erwähnt auch Auwälder als Lebensraum, und auch in den Niederlanden wird sie mit recht hoher Stetigkeit in Feucht-Laubwäldern, weniger in Nasswäldern gefunden, neben verschiedenen offenen Feuchthabitaten. In Weich- und Hartholzauwäldern des Rheins trat sie mit recht hoher Stetigkeit auf (Neu 2007).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1982, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) tritt sie nur in den (sehr) feuchten Ausprägungen auf. Müller (1983) fand sie mäßig abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg, in den Aufnahmen von Trautner et al. (1998) aus diesem Waldtyp fehlt sie.

Barndt (1976) fand sie auf der Pfaueninsel v.a. im Flutrasen und weniger abundant im Schwarzerlen-Bruchwald. In Bruchwäldern wurde sie in manchen Studien gefunden (Riegel 1996, Bezdek 1997), von Nötzold (1996) nur einer stark entwässerten Variante, und fehlte in anderen weitgehend oder völlig (Platen 1989, Platen 1991, Schiller 1973, Stegner 1998a, Sustek 2004).

Temporäre Feuchtstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) besiedelt sie ebenfalls mit hoher Stetigkeit. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf. In einem Berliner Feuchtgebiet (Meißner 1998) fand sie sich nur in geringer Abundanz in den nicht extrem nassen Habitaten. Bauer (1982) fand sie ähnlich abundant sowohl nur in ungemähten wie der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes.

Topp (1988) stellte sie als regelmäßigen Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel fest, was die gute Ausbreitungsfähigkeit attestiert (entsprechend auch Lindroth 1986).

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen relativ stetig, aber überwiegend wenig abundant, und dies auch unter Bäumen bzw. in Weidengebüsch; auf den von Plachter (1986a) untersuchten südbayerischen Kiesbänken fehlte sie.

<i>Clivina fossor</i>	AB: 99,7334 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> FEUES>SAL	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, STA, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	höchster HT: STA	n.t.
-----------------------	--------------------------	--------------------------	--	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der Chi²-Maximalwert für das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern ist nur sehr geringfügig höher als jener für das Salicion (SAN). Es besteht eine Affinität zu nassen Standorten.

Pterostichus anthracinus ist der Literatur zufolge eine ausgeprägt hygrophile Art feuchter und nasser Habitats (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992) und kommt u.a. in Au- und Bruchwäldern vor. Hurka (1996) erwähnt luftfeuchte Habitats als Anforderung. Beschattung ist zumindest indifferent (Hurka 1996, Koch 1989) oder wird präferiert (Marggi 1992, GAC 2009), aber Beschattung durch Bäume nicht gefordert, wie Funde auf Feuchtgrünland zeigen. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktkommen in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiterem Hauptvorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“ und Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswiesen“. Irmeler & Gürlich (2004) zufolge lebt die Art in Schleswig-Holstein neben vegetationsreichen Ufern „in sumpfigen Auwäldern und Erlenbrüchen“, als hygrophile und zugleich wärmeliebende Art lehmiger und schluffiger Böden (Bonn & Kleinwächter 1999). Die Art zeigt Hygrophilie der Stufe 8 (von 8) bei Sustek (2003) und ebenfalls Stufe 8 nach Alf (1990).

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „arvicol-silvicol, hygrophil“ ein. Lindroth (1974) beschreibt das Habitat in Großbritannien als „feuchten, etwas schattigen Standort, oft Schlamm, in Gewässernähe“, was mit der Angabe für Frankreich durch du Chatenet (2005) identisch ist. Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie eine Art des Feuchtgrünlandes und der Erlen-Eichen-Feuchtwälder (Barbaro et al. 2006). In Skandinavien besiedelt sie Stillgewässer-Ufer, oft mit „undurchsichtigem, übelriechendem Wasser“, die im Sommer austrocknen (Lindroth (1949); dort sind „etwas Beschattung, meist durch Laubbäume oder Sträucher (gern in Laubwaldwiesen) und fette, humusreiche Erde oder Gytjtja erforderlich“, die Bodenvegetation ist „oft schwach ausgeprägt“ (Lindroth 1949).

Wiederholt ergaben Erhebungen, dass sie von Überflutungen und intaktem Wasserhaushalt in Auen abhängt bzw. stark davon profitierte. Spang (1996) wies sie in der Rheinaue regelmäßig in überfluteten Auwäldern nach, im Gegensatz zu nicht überfluteten. Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung praktisch nur vor der Regulierung, und hier in hohen Aktivitätsdichten. Nach van Looy et al. (2002) gehört sie zur charakteristischen Artenausstattung bewaldeter Flussufer an der Meuse. In der Überflutungsaue der Elbe erreichte die Art im Durchschnitt höhere Abundanzen im sommernassen Überflutungsgrünland als im Auwald, kam aber im sommertrockenen Grünland nur in deutlich geringeren Abundanzen vor (Bonn 2000). Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue nicht nur an Ufern und in der Weichholzaue, sondern in geringeren Abundanzen auch im Hartholzauwald und im

Buchenwald. Zulka (1994) wies sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen in allen Auwald-Typen und im Flutwiesen-Röhricht nach, lediglich im relativ trockenen Hartholzauwald fehlten Nachweise. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) in Silberweiden-Auwäldern, dem überfluteten Pappelforst und im Röhricht vor, fehlte aber im nicht mehr überfluteten Pappelforst. In der Oberrheinaue trat sie in regelmäßig überfluteten Pappelforsten der Weichholzaue in höherer Abundanz auf als in Pappelforst und Querco-Ulmetum der Hartholzaue (Gerken 1981). In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art in den untersuchten Weichauwäldern mit hoher Stetigkeit und überwiegend auch hoher Abundanz auf und war in den Hartholzauwäldern nur in geringerer Stetigkeit und Abundanz vertreten; ferner war auf mehreren der Probeflächen ein Einbruch der Abundanzen nach Trockenjahr erkennbar. In manchen Studien wurde sie - teils abundant -im Hartholzauwald gefunden (Tietze 1966b bei Halle, Obrtel 1971b in Mähren), fehlt aber in anderen in diesem Auwaldtyp (Mletzko 1972, Handke 1993). In der von Siepe (1989) untersuchten, überwiegend offenen Auencatena am Oberrhein trat sie im Flutröhricht auf, fehlte aber sowohl der Uferbank als auch dem Weidengebüsch.

In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt die Art überwiegend in hoher Stetigkeit und Abundanz auf (Riegel 1996, Pentermann 1988b, Bezdek et al. 1997, Sustek 2004, Barndt 1976), fehlt aber z.T. in manchen Studien auch (Nötzold 1996, Stegner 1998a, Pentermann 1988a). In den CEA der Berliner Moore (Platen 1989, Platen 1991) fehlte sie weitgehend vor dem Beginn des Renaturierungsversuches mit Havelwasser, und profitierte offenbar davon. Stegner (1999) fand sie nur in Bruchwäldern mit Bezug zu Auen. Nach Federmann (1980,1983, in Stegner 1999) hat die Art hohe Ansprüche an ausgeglichene Feuchtigkeit, was Stegner (1999) zufolge „das bevorzugte Auftreten der Art an Standorten mit sehr ausgeglichenem Grundwasserstand erklären könnte.“ Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). Auf der Berliner Pfaueninsel (Barndt 1976) kommt sie in CEA und nassem PRF abundanter als im Flutrasen vor.

In dem zum Vergleich der umfangreichen Bruchwald-Daten aus diesem Raum herangezogenen Niedermoor-Komplex bei Berlin (Meißner 1998) fehlt die Art. Obrtel (1972) fand sie abundant in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht. Bauer (1982) stellte sie (wenig abundant) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest.

An temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft tritt sie mit gewisser Stetigkeit auf, jedoch meist nur in geringer Abundanz (Brose 2000). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. Sie ist flügeldimorph und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie relativ stetig und stellenweise abundant vertreten, u.a. in einem Auwaldrest und an einem lehmigen Ufer.

<i>Pterostichus anthracinus</i>	AB: 85,4389 (<0,0001)	SAN>FEUES> WHI>CEA>AW	FH, LBW, MIN,WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥5	Höchster HT: CEA	n.t.
---------------------------------	--------------------------	--------------------------	--	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Auch diese Art findet laut Chi²-Test ihre Habitatbedingungen in der Vereinigungsmenge von Au- und Bruchwäldern realisiert, da sie ihren höchsten Testwert für das Konvolut beider erreicht. An zweiter Stelle folgt dann das Salicion, so dass anders als beispielsweise bei *C. granulatus* eine stärkere Affinität zu den Auen- als zu Bruchwäldern besteht. Dafür sprechen auch die Vergleichsuntersuchungen bei Platen (1989, 1991) sehr stark. Eine deutliche Affinität besteht zu nassen Habitatbedingungen auch laut der Tests. In der ISA werden lediglich innerhalb der Feuchthabitate mineralisch beeinflusste von den Mineralbodenwasser-armen Mooren mit einem etwas höheren IndVal abgetrennt, sonst nur ein niedriger signifikanter Wert für die Summe aller

Feuchtwälder erreicht. Einen besonders starken Bezug zum CEA stellt der maximale Chi^2 -Testwert auf der HT-Ebene her.

Nebria brevicollis ist eine Art humusreicher Wälder einschließlich der Auwälder (Koch 1989), v.a. der Laubwälder (Marggi 1992), die auch in Parks und schattigem Grünland vorkommt (Hurka 1996), „wenn Beschattung und Feuchtigkeit vorhanden sind“ (Marggi 1992). Sie kann unter bestimmten Voraussetzungen in auch Nadel-betonten Wäldern auftreten und wird auch beim Kiefernwald besprochen. GAC (2009) stuft sie als „eurytop“ ein. Sie bevorzugt mittlere Feuchte (Stufe 5 nach Alf (1990)). Rabeler (1962) fand die Art im Weserbergland (in Kontext von Landwäldern) „nur im Eichen-Hainbuchenwald, hier aber stet und mit einiger Wohndichte“, was mit Aussagen von Stein (1957) und Tischler (1958) übereinstimmt, allerdings nur für die untersuchten Landwälder gelten kann. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Wäldern, mit weiteren Hauptvorkommen in Feucht- und Nasswäldern, in bodensauren Wäldern und Forsten sowie ausdauernden Ruderal- und Ackerunkrautfluren, und Nebenvorkommen in verschiedenen weiteren sowohl trockenen als auch feuchten bzw. nassen Habitaten. Barner (1949) zufolge kommt sie in Nordwestfalen v.a. auf Lehm und Kalk-Standorten, weniger auf Sandstein vor, und „nicht inmitten großer Wälder, sondern mehr an Waldrändern“ und ähnlichen halboffenen Lebensräumen.

Lindroth (1949) charakterisiert sie für Skandinavien als „fast stenotope Laubwaldart, die eine ausgeprägte Humusschicht (meist auf unterliegendem Lehmuntergrund), ferner Beschattung und mäßige bis beträchtliche Bodenfeuchtigkeit fordert“, dabei aber auch ganz lichte Bestände und Waldsäume“ mit besiedelnd. Es werden sowohl kalkreiche als auch saure Standorte besiedelt, sofern sie humusreich sind (Lindroth 1949).

Sie kann in verschiedenen Feuchthabitaten regelmäßig gefunden werden. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) in den Silberweiden-Auwäldern, dem überfluteten und in geringerer Abundanz dem nicht mehr überfluteten Pappelforst, sowie auch einem Acker, nicht jedoch im Röhricht vor. In der Oberrheinaue trat sie in regelmäßig überfluteten Pappelforsten der Weichholzaue in höherer Abundanz auf als in Pappelforst und Querco-Ulmetum der Hartholzaue (Gerken 1981). Handke (1993) fand sie in hohen Abundanzen in allen vier untersuchten Hartholzauwäldern am hessischen Rhein. In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena trat sie nur in den höher, d.h. uferferner gelegenen Flächen auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf. An temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlte sie weitestgehend.

In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) fehlte sie bis auf ein Einzeltier im mineralischen Feuchtgrünland. Kegel (1989) stellte die Art hingegen in einem Berliner Niedermoor fest, und Larvenfunde zeigten auch ein Vorkommen bis in das (leicht gestörte) Moorzentrum an. Auch Korge (1963) fand *N. brevicollis* in Berliner Mooren „sehr häufig und in trockenen wie nassen Biotopen gleichermaßen verbreitet. In den Erlenbrüchern ist sie noch häufig, auf den offenen Moorflächen fehlt sie hingegen.“

In Schwarzerlen-Bruchwäldern kann sie z.T. in mittlerer Stetigkeit und Abundanz auftreten (Riegel 1996, Nötzold 1996, Schiller 1973, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985), und bevorzugt dabei auch nicht etwa gestörte Ausprägungen (Stegner 1998a), ist aber auch nicht auf nasse Ausprägungen beschränkt (Platen 1989, Platen 1991, Nötzold 1996), und kann auch fehlen (Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Sustek 2004). In sächsischen CEA trat sie indes mit deutlicher höherer „Repräsentanz“ auf Flächen hohen Grundwasser-Flurabstandes auf, d.h. auf den eher trockenen (Stegner 1999).

Sie ist nicht auf Feuchthabitate beschränkt. Sie scheint im Süderbergland (Lauterbach 1964, Steinweger 2004) Laubwälder gegenüber Nadelforsten deutlich zu bevorzugen und kommt dort u.a. in Eichen-Hainbuchenwäldern (Lauterbach 1964), Buchenwald (Lauterbach 1964, Steinweger 2004) und im Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) vor. In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b), auch solchen der Mittelgebirge (Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981), ist sie verbreitet und meist eine der abundanteren Arten. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) trat sie nur im Feldbau-Stadium auf, als Einzeltier.

Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) trat sie v.a. in den verschiedenen Waldhabitaten auf, weniger den eher offenen Flächen wie alten Kalksteinbrüchen, Kahlschlägen und Pioniergehölzen; Buchenwälder, auch die bodensaurer, werden nicht gemieden, wohl aber der Fichtenforst. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) kommt sie stetig und z.T. relativ abundant vor. In vier hessischen, von Buchen geprägten Naturwaldreservaten (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie mäßig abundant auf, relativ abundanter auf Basalt. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet fand Schaffrath (1999) die Art in Hangwäldern nicht, (Fritze 2013) in Bauchuferhabitaten. Aus dem Reinhardswald listet Schaffrath (2001) nur die alten Funde von Adeli (1964). In sächsischen Schluchtwäldern (Krause 1995) trat sie ebenso wenig auf wie in Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974).

In baden-württembergischen Buchenwäldern und hoch gelegenen Nadel(misch)wäldern (Scheurig et al. 1996, Trautner et al. 1998) tritt sie vereinzelt auf. In Eichen-Hainbuchenwäldern (Müller 1983, Trautner et al. 1998) ist sie stetig und z.T. sehr abundant vertreten. Im Schönbuch kommt sie am abundantesten in schattigen Laubwäldern, häufig ferner auf „lehmigen Ödländern“ mit dichter Krautvegetation, und selten in lichtem, trockenem Laubwald, Fichtenforsten, Jungbeständen und auf Feuchtwiesen vor (Baehr 1980). In dem von Jans (1987) untersuchten Laubwald-Paar der Schwäbischen Alb ist sie im eichenreichen LF sehr abundant und im Kalkbuchenwald abundant präsent. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes fand Hochhardt (2001) sie nur in einem collinen Edelkastanien-Niederwald. Im Gebiet der Wutachschlucht beobachtete Kless (1961b) sie offenbar nur vereinzelt. Lamparski (1988) fand sie in hochmontanen Bergmischwäldern des Südschwarzwaldes in den beiden Varianten mit Tanne, weder im Buchen-dominierten noch dem mit fast reiner Fichte. In hochmontanen Wäldern und Kältehabitaten im Südschwarzwald (Molenda 1989) und in Missen des „Grindenschwarzwaldes“ (Rausch 1993b) wurde sie nicht gefunden. Auf den Windwürfen (Kenter et al. 1998) trat sie nur im Jura auf, abundanter als den Vergleichsbeständen. Auf Brandflächen (Trautner & Rietze 2001) trat sie auf, aber weniger abundant als in den Vergleichsbeständen.

Marggi (1992) nennt für die Schweiz auch „einzelne Funde bis 1500 m“, in Luka et al. (2009) sind keine Funde in der alpinen Stufe aufgeführt. Franz (1970) zufolge ist die Art in den Nordostalpen Österreichs „offenbar auf das Vorland und die Voralpen beschränkt.“ In südeuropäischen Ländern wurde sie auch in hoch gelegenen Habitaten gefunden, z.B. bis über 2000 m NN, syntop mit nivicolen Arten (Ledoux & Roux 2005). Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie relativ selten und bevorzugt feuchte Wälder, Laubwälder und feuchtes Grünland (Barbaro et al. 2006). In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) fehlt sie oder tritt nur ganz vereinzelt auf. Eine Ausnahme stellen möglicherweise Varianten im Gewässer-Kontext (z.B. Sandor 2002) dar.

Topp (1988) fand sie als regelmäßigen Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was die gute Ausbreitungsfähigkeit bestätigt.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie vereinzelt im GC, in Waldverpflanzungen/-Aufforstungen und im Kontext von Bodenabgrabungen/Kiesgruben gefunden, und als Einzeltier auf einem Acker. Unter bestimmten Bedingungen kann sie auch in Bayern in Habitaten der Agrarlandschaft auftreten, wie Äckern auf Lössstandorten (so im Bereich der KUP „Kaufering“, Burmeister 2008) und Weinbergen (Götzke 2006). Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und abundant auf lehmigem Acker westlich München. Plachter (1986) traf sie auf Kiesbänken der Isar nur ganz vereinzelt an. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) ist sie stetig und z.T. abundant vertreten. Apfelbacher (1998) fand sie in der Gipfelregion des Arbers „überall sehr häufig.“

<i>Nebria brevicollis</i>	AB : 29,2375 (<0,0001)	Au/Bruch: AW>SAN>WHI> FEUES; zusammen: AW>SAN>WHI> BRAS>FEUES	FH, TRSS: neg., WS: neg., KIE: neg., KIHN: neg., SSW: neg., CPI, BRAS, WBF, BKH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, CEA, WHI, SAN, BRU	≥5	Fichte, Kiefer; Höchster HT: SAL	n.t.
---------------------------	---------------------------	--	--	----	--	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Es handelt sich um eine anpassungsfähige Art, die z.T. auch Ersatzlebensräume der Auen wie Äcker besiedelt, auch wenn dies in tendenziell geringerem Umfang der Fall ist als im atlantischen Norddeutschland. Trotz der Vorkommen außerhalb der Au- und Bruchwälder ist es doch eine Art, die für dieses Konvolut eine besondere Affinität aufweist, was der höchste χ^2 -Wert zumindest für die Verhältnisse im südlichen Mitteleuropa und im Testkontext zutreffend widerspiegelt. Bemerkenswert ist, dass sie laut Test eine signifikante Affinität zu nassen Habitaten aufweist, was nach einem Teil der Literatur (vgl. aber Kegel 1989) nicht unbedingt in dieser Deutlichkeit zu erwarten war. Höchster HT-Wert insgesamt wird für das Salicetum albae erreicht. Feuchthabitate, und innerhalb derselben mineralisch beeinflusste, sind die einzigen in der ISA errechneten signifikanten IndVal.

Die Art weist im Datenbestand auch Funde in hoch gelegenen Hochmooren auf (z.B. sehr stetig am Arber, auch im Allgäu und Südostbayern). In einer im Vergleich dazu höheren Abundanz trat sie allerdings im Niedermoor (z.B. im Donaumoos, Schüle 2004) auf. Auch in hoch gelegenen Blockhalden wurde sie gefunden, und zwar in hoher Stetigkeit in den Probestellen am Lusen. Beides, Vorkommen in Hochmooren und hoch gelegenen Blockhalden, spiegelt sich in der allgemeinen deutschen Literatur bisher kaum wider (Ausnahme z.B. Apfelbacher 1998), ist aber durchaus mit den Angaben von Ledoux & Roux (2005) in Einklang zu bringen, dass die Art mancherorts wie eine nivicole Art alpine Habitate besiedelt.

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im χ^2 -Verfahren

Aufgrund schwacher Abdeckung des Hartholzauwaldes und offener Wildflussauen (s.o.) wird eine Einstufung als kongruent mit der Literatur vorgenommen, wenn der Testwert für eines der Konvolute SAL, HHA bzw. SAN lautet, und die Art laut Literatur als Präferent des Auwaldes aufzufassen ist.

Auwald allgemein (AW)

Harpalus luteicornis wird auch beim Kiefernwald behandelt. Die Art gilt in der Literatur überwiegend als eine sandiger und feinkiesiger Standorte (Marggi 1992, Irmeler & Gürlich 2004), häufig solcher in Auen bzw. Flusstälern (Marggi 1992, Irmeler & Gürlich 2004). Sie wird z.T. als xerophil (Hurka 1996, Koch 1989) oder thermophil (Irmeler & Gürlich 2004) eingestuft, z.T. aber auch als „feuchte“ (Koch 1989), „moderat feuchte“, hydrologisch „mesophile“ bzw. „etwas feuchtere“ Flächen besiedelnd (Hurka 1996, Luka et al. 2009, Burmeister 1939). Neben offenen Habitaten werden auch lichte (Laub)wälder (Lindroth 1986, Hurka 1996, Irmeler & Gürlich 2004), (in manchen Regionen) auch mesophile Wälder sowie Vorwälder/lichte Wälder (GAC 2009) bzw. Waldlichtungen (Burmeister 1939, Koch 1989) aufgeführt. Als weitere Lebensräume außerhalb dieses Kontextes werden „Wärmehänge, Weinberge, Heide, Sandgruben“ angegeben (Koch 1989), siehe ausführlicher beim Kiefernwald. Müller-Motzfeld (2004) führt die Art weder als psammo-, noch als xero- oder thermophil.

In den von Neu (2007) untersuchten Rheinauwäldern trat sie eher sporadisch auf. In vielen Arbeiten über Flussauwälder fehlt die Art aber auch (z.B. Lehmacher 1978, Handke 1993, Zawadzki & Schmidt 1994, Zulka 1994a, Sustek 2008). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßiger Abundanz auf, v.a. in den Bereichen mittlerer und stärkerer Feuchte. In der Döberitzer Heide bevorzugt sie „trockene Vorwälder und Ruderalfluren“, und wurde u.a. in eine Vorwaldbereich der „Großen Wüste“ gefangen, aber auch auf einer Wiese am Rand eines Feuchtgebietes (Beier & Korge 2001). Aus Mecklenburg

nennt Gersdorf (1973) nur einen Fund im Winterquartier, unter losen Holzteilen eine Brücke. Aus Westfalen gibt es nur wenige belegte Funde, v.a. von Sandäckern, die auch im Kontext von Auen stehen (Kaiser 2004).

In der Schweiz kommt sie fast ausschließlich collin vor (Luka et al. 2009) und ist für den Lebensraum-Kategorie „Pioniervegetation“ wie „Brachen/Ufer ohne Vegetation“ präferent (Luka et al. 2009). Lindroth (1986) nennt für Skandinavien „lichte Laubwälder“ als vermutliches Vorzugshabitat der Art. Die wenigen Nachweise in den Niederlanden (Turin 2000) konzentrieren sich auf Dünenwälder und Dünengebüsche der Küste.

Die Art ist flugfähig (Kaiser 2004)

In Bayern hat die Art einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den Sandgebieten der Flusstäler des unteren Mains und der Rezat-Regnitz-Senke und vereinzelt der Donau (Lorenz 2014).

<i>Harpalus luteicornis</i>	AW: 11,2286 (0,0008)	AB>FEUES	FEUES, AB, AW	n.t.	-; höchster HT: -	n.t.
-----------------------------	-------------------------	----------	------------------	------	-------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der einzige Fund im ausgewerteten bayerischen Datenbestand beschränkt sich auf einen durch Aufschüttung veränderten Auenstandort. Die (sehr niedrigen) Testwerte indizieren Auwald (Chi^2) bzw. speziell Bachauen (ISA, Ebenen HTB1X, HTS1), was nicht in Widerspruch zur Literatur steht, die speziellen Ansprüche der Art an Feuchtigkeit und Substrat aber nicht vollständig widerspiegelt.

Stromaue (Weich- + Hartholzauwald) (SAN=Salicion)

Agonum micans ist nach Marggi (1992) eine Nassart, die „lichte Wälder nicht meidet“, nach Lindroth (1986) in Skandinavien sogar präferiert. Neben Feucht- und besonders Auwäldern kommt sie auch in nassen Abbaustellen und offenen Habitaten wie Feuchtwiesen (Koch 1989) vor. GAC (2009) führt Ufer-, Sumpf- und Moorhabitats, Au- und Sumpf-/Bruchwälder auf, mit unterschiedlichen Schwerpunkten in den verschiedenen Naturräumen. Hurka (1996) nennt „feuchte Ufer mit Vegetation, Flussauen, Feuchtwiesen und Flussauwälder.“ Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktvorkommen für Berlin in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit einem Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. Nach Lindroth (1949) besteht das Habitat aus „lehmschlammigem Boden, oft auf Sand gelagert, auch auf Gytja“, und zwar dort, „wo der Lehm wenigstens fleckenweise nackt liegt“, wie es z.B. durch Überschwemmung oder Überstau entstehen kann, oder z.T. auch mit einer „dünnen Laubschicht“. Auch Marggi (1992) erwähnt Sand und Schlamm als mögliche Bodensubstrate. Luff (1998) nennt für Großbritannien schlammige Stillgewässerufer, Brüche und „winterüberschwemmte Wälder“. Andersen (1982, in Lindroth 1986) gibt für Norwegen an, dass die Art speziell „für größere Flüsse besonders typisch“ ist.

Oft kommt sie an „eher schattigen Stellen unter Weiden-Gebüsch oder in spärlichem Bewuchs von Erlen und Eschen“ vor (Lindroth 1986, vgl. auch Lindroth 1974 mit Bezugnahme speziell auf Weidengebüsch“. Lorenz (2001) bezeichnet sie als „Charakterart der Weichholz-Aue größerer Fließgewässer (Potamal)“ und hält „ausgedehnte Weichholzbestände für ausschlaggebend.“ Nach van Looy et al. (2002) gehört sie zur charakteristischen Artenausstattung bewaldeter Flussufer an der Meuse. Für Frankreich beschreibt du Chatenet (2005) das Habitat als schlammige Ufer von Still- und Fließgewässern mit spärlicher Vegetation und erwähnt als Bestockung speziell Weide (*Salix*). Auch in den von Brandstetter et al. (1993) aufgeführten Funden aus dem westlichen Österreich stehen eine Reihe von Funden im Kontext von Weiden (-Bäumen, -Gebüschen oder -Wald).

Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue weitgehend auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte die Art, und am Ufer wurden höhere Abundanzen festgestellt. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie überwiegend eher vereinzelt im Weich- und weniger stetig im Hartholzauwald auf. Lik (2010) fand sie bevorzugt im Hartholzauwald, nur in einem der zwei Untersuchungsjahre, und nur in geringerer Aktivitätsdichte auch auf einer Feuchtwiese und im Pappelforst. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) in den Silberweiden-Auwäldern, dem überfluteten und dem nicht mehr überfluteten Pappelforst, sowie im Röhricht vor. In der Oberrheinaue trat sie in regelmäßig überfluteten Pappelforsten der

Weichholzaue in etwas höherer Abundanz auf als in Pappelforst und Querco-Ulmetum der Hartholzaue (Gerken 1981). Auch am Lampertheimer Altrhein trat die Art nur in der Weiden-Weichholzaue und etwas weniger in den Kopfweidenbeständen und dem (hydrologisch intakten) Hybridpappelforst, und im Hartholzauwald in geringeren Abundanz auf oder fehlte ganz (Handke 1993). Das ist in Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus Hartholzauwäldern von Tietze (1966b) und Mletzko (1972), die die Art ebenfalls nur in geringer Abundanz bzw. auf wenigen Probeflächen nachwiesen. In einem durch Ausleitungen trockeneren ungarischen Weichholzauwald der Donau verschwand die Art (Szel et al. 2005). An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie in wesentlich höherer Abundanz im Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. In den von Schanowski et al. (2009) untersuchten, offenen Überflutungsstandorten der Elbe trat die Art insgesamt in hoher Abundanz auf, fehlte aber auch in einigen Flächen.

Nach Koch (1989) kommt sie auch im Bruchwald vor. In einem Renaturierungsversuch eines Berliner Übergangsmoores mit Havelwasser (Platen 1991) trat die Art auf, fehlte in den CEA der Berliner Moore, und auch weiterer Bruchwald-Untersuchungen (Bezdek et al. 1997, Stegner 1998a, Riegel 1996, Schiller 1973) sonst aber. Sustek (2004) fand sie in zwei Fließgewässer-nahen CEA, so dass die Art offenbar v.a. in Fließgewässer-nahen oder durchströmten CEA auftritt, und in solchen an Stillgewässern hingegen oft fehlt. In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf wurde sie nur in zwei Einzeltieren nachgewiesen (Obertel 1972). In dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoorkomplex Berlins fehlt die Art. Die Einschätzung Stegners (1999), die Art bevorzuge „offenere Moorstandorte“, steht im Widerspruch zu vorgenannten Quellen.

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur vereinzelt, abundanter nur auf einer Kiesbank mit Vorhandensein dichter Vegetation, sowie einer Donau-Kiesbank mit anschließender Weichholzaue. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie mäßig stetig auf.

<i>Agonum micans</i>	SAN: 495,9043 (<0,0001)	WHI>SAL>AB>AW>FEUES	FH, LBW, (MIN), FEUES, AB, AW, SAL, FRU. CEA, WHI, SAN, (BRUS), (BRSI), BRU	≥5	Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------	-------------------------	---------------------	---	----	------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die χ^2 -Tests ergeben sehr gute Übereinstimmung mit der Literatur, der Testwert für das Salicion (SAN) ist extrem hoch, eine Affinität zu nassen Standorten gegeben. Auch in der ISA schlagen mehrere Ebenen an, der höchste Wert wird auf Ebene der HTB1(X) für das Salicion, innerhalb mineralischer Feuchtwälder für die Wildflussaue und auf der Ebene HTS1 für Weichholzauen-Standorte erreicht. Auf der mittelstark differenzierten Ebene (HTB2) ergeben weder Bestand noch Standort signifikante Werte, bzw. für die AW nur als Trend.

Bembidion tetracolum gilt als hygrophile Art, die verschiedene Feuchthabitate, wie u.a. Auwälder und Uferstandorte besiedelt (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009). Hurka (1996) zufolge ist sie „indifferent gegenüber Schatten.“ Turin (2000) beschreibt sie für die Niederlande als „gemäßigt hygrophil.“ Marggi (1992) zufolge werden lehmige und sandige Standorte, Koch (1989) zufolge v.a. lehmige Standorte besiedelt. Von Marggi (1992) und Turin (2000) wird sie als „eurytop“ bezeichnet, und kommt sowohl in der Schweiz (Luka et al. 200) als auch den Niederlanden (Turin 2000) in relativ höchster Regelmäßigkeit und Abundanz neben Feuchthabitaten auch auf (lehmigen) Äckern vor. Auch GAC (2009) listet Vorkommen in Kulturhabitaten. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in Ackerunkrautfluren, mit weiteren Hauptvorkommen in ausdauernden Ruderalfluren, aber auch „hygrophilen Therophytenfluren“ und Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ sowie „eutropher Verlandungsvegetation“, aber auch Queckenfluren und Kriechpflanzenrasen.

Die Art wird von Rehfeldt (1984a) und weiteren Autoren (Franz et al. 1959, Kless 1961, Lehmann 1965, Lehmacher 1978, Gerken 1981, alle in Rehfeldt 1984a) als in größeren Abundanz in Weidenauwäldern auftretend angegeben. Auch in den Marchauen, mit einem Vergleich verschiedener

Auwald-Typen, kam die Art nur im Silberweiden-Weichholzauwald vor (Zulka 1994a). Am Lampertheimer Altrhein trat die Art ebenfalls nur in der Weiden-Weichholzaue in höheren Abundanzen auf, anders als im Hybridpappelforst und Kopfweidenbeständen, und im Hartholzauwald, wo sie entweder fehlte oder nur in Einzeltieren auftrat (Handke 1993). Auch in der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena erreicht sie ihre höchste Abundanz im Weidengebüsch und nicht den offenen Auenlebensräumen. In Weich- und Hartholzauwäldern wurde sie von Neu (2007) regelmäßig gefunden, bei zumindest teilweise negativer Auswirkung eines Trockenjahres mit Niedrigwasserständen. Sie wurde aber regelmäßig auch an (temporären) Nassstellen der Agrarlandschaft gefunden (Brose 2000). Köhler (2000) stuft die Art nicht als ripicol ein. Obgleich auch in Ersatzhabitaten lebend, scheint die Art innerhalb der Feuchthabitate eine Beschränkung auf oder zumindest deutliche Bevorzugung von Weiden-Weichholzauwäldern zu besitzen. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in eher geringer Abundanz und nur auf den feuchten oder mittelfeuchten, nicht aber den trockenen Bereichen auf. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie in sehr hohen Abundanzen in allen Untersuchungsabschnitten auf, nicht nur jenem mit Weidengebüsch.

Plachter (1986) fand die Art stetig, z.T. auch abundant, an Kiesbänken der Isar, abundant offenbar bevorzugt solchen mit Feinmaterial-gemischtem Kies. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen stetig und sehr abundant.

<i>Bembidion tetracolum</i>	SAN: 420,6776 (<0,0001)	WHI>SAL>AW> AB>FEUES	FH, LBW, MIN,FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, EF, WHI, SAN	≥5	Höchster HT: SAL	n.t.
-----------------------------	----------------------------	-------------------------	---	----	---------------------	------

Die Art ist geradezu der Prototyp einer wegen Vorkommen auf lehmigen Äckern als euryök geltenden Art, die doch ganz offenbar auch in der natürlichen Aue (einschließlich der Auwälder) heimisch ist. Der sehr hohe Chi²-Wert ist daher gut in Einklang mit den Literaturangaben. Auch die hohen erreichten ISA-Werte auf fast allen Ebenen, u.a. auch der HTS1 und am höchsten der HTB1(X), für das Salicion bzw. Wildflussauen/Weichholzaunen, stimmen damit überein.

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Bembidion properans bevorzugt unbeschattete Lebensräume, die trocken bis feucht sein können, wie Grünland und Äcker usw. (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, Barndt et al. 1991). GAC (2009) stuft die Art als eurytop ein. Koch (1989) erwähnt auch Waldränder als Lebensraum. Die Art wird auch im Kontext der Kiefernwälder besprochen (sh. dort). Köhler (2000) stuft die Art als ripicol ein. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin ein Nebenvorkommen in „hygrophilen Therophytenfluren“, neben den überwiegenden Vorkommen in „Unkraut“- und Ruderalfluren und Kriechpflanzenrasen.

In Weich- und Hartholzauwäldern wurde sie von Neu (2007) regelmäßig gefunden, bei negativer Auswirkung eines Trockenjahres mit Niedrigwasserständen. In vielen Arbeiten über Flussauwälder fehlt die Art aber auch (z.B. Lehmacher 1978, Handke 1993, Zawadzki & Schmidt 1994, Zulka 1994a, Sustek 2008). Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nasse, eutrophe Weiden-Auwälder bevorzugt. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in eher geringer Abundanz auf, ohne erkennbaren Bezug zur Feuchte. Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) regelmäßig aus Hochwassergenist gemeldet

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen stetig und abundant. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt sie in den verschiedenen Offenland-Lebensräumen stetig vor, sowie vereinzelt in GC und Kiefernbestockung.

<i>Bembidion properans</i>	SAN: 114,7932 (<0,0001)	Au/Bruch: WHI>SAL>FRU >AW>AB zusammen: WHI>BRAS> SAL>WBF>FRU	MIN, FEUES, AB, AW, SAL, FRU, (NMO), WHI, SAN, (NM); MIN, LITR, KIE, BRAS, WBF, SO	Keine	Kiefer; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	----------------------------	---	---	-------	-----------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert wird für das Salicion erreicht, der höchste HT-Wert für das Salicetum albae. In der ISA werden auf Ebene der HTB3X Auen indiziert, mit einem sehr geringen IndVal. Wie viele Auen-Arten hat die Art auch offenen Kulturhabitate als Ersatzlebensraum erobert.

Bembidion biguttatum ist eine „Nassart“ (Marggi 1992) bzw. Art sehr feuchter Habitats (Hurka 1996), die Feuchtwiesen, Sümpfe, lichte (Hurka 1996, Marggi 1992, Lindroth 1974) Au- und Bruchwälder besiedelt, wobei nach Irmeler & Gürlich (2004) eine weite Palette von Habitats genutzt und höhere pH präferiert werden; am häufigsten fanden diese Autoren die Art in Schleswig-Holstein in feuchten Erlenwäldern. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit weiterem Hauptorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ und einem Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswiesen“.

Lik (2010) beobachtete sie in höherer Aktivitätsdichte im Hartholzauwald als auf der Feuchtwiese. Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung praktisch nur vor der Regulierung. Im Vergleich einer Aue vor und nach erfolgter Auensimulation stellte er sie hingegen nur nach der Simulationsmaßnahme fest, und im Auftreten zunehmend (Sustek 2003). Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte sie. In den verschiedenen Auen-Lebensräumen der Marchauen trat sie in allen Auwald-Lebensräumen und dem Überflutungsröhricht, nicht jedoch im trockenen Hartholzauwald auf (Zulka 1994a). In der Oberrheinaue trat sie in regelmäßig überfluteten Pappelforsten der Weichholzaue in höherer Abundanz auf als in Pappelforst und Quercu-Ulmetum der Hartholzaue (Gerken 1981). Auch am Lampertheimer Altrhein kam sie nur in der Weiden-Weichholzaue in etwas höheren Abundanzen vor, ferner in geringeren Abundanzen im Hybridpappelforst und Kopfweidenbeständen der Weichholzaue, und fehlte im Hartholzauwald weitgehend (Handke 1993). In dem von Tietze (1966b) untersuchten Hartholzauwald fehlte sie ebenfalls bis auf ein Einzeltier. In der von Siepe (1989) betrachteten Auencatena trat sie nur im ufernahen Offenbereich auf, nicht im Weidengebüsch. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) kam sie in sehr hoher Abundanz vor.

In Bruchwäldern tritt die Art nur vereinzelt auf (Rieger 1996, Sustek 2004), z.T. auch nur in den hydrologisch gestörten (Nötzold 1996). Handke (1996b) fand sie in hoher Stetigkeit und Abundanz in lang überstautem Marschgrünland. Bauer (1982) stellte sie (in Einzeltieren) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest.

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. Auf Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) fehlte sie, wurde aber an sandigen Uferhabitats des Brombachs als Einzeltier gefunden.

<i>Bembidion biguttatum</i>	SAN: 101,9188 (<0,0001)	WHI>AB>AW> FEUES>SAL	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, (PRF), STA, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, (OM: neg.)	≥5	Höchster HT: SAL	n.t.
-----------------------------	----------------------------	-------------------------	---	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste χ^2 -Testwert wird für das Salicion erreicht, gefolgt von hydrologisch intakter Weichholzaue. Für beide Einheiten werden in der ISA nur Trendwerte erreicht, signifikante Werte erreicht die Art dort nur für höher aggregierte Einheiten wie das Konvolut aller mineralischen Feuchtwälder, aller Auen (HTB3X) oder aller Feuchtwälder. Affinität besteht zu nassen Standorten.

Anchomenus dorsalis gilt als Offenland-Bewohner trockener bis mäßig feuchter Lebensräume einschließlich von Kulturhabitaten (Hurka 1996, GAC 2009, Koch 1989, Marggi 1992), der in Bezug auf Wald eine Affinität zu Waldrändern und Hecken aufweist (Marggi 1992), wo die Art (u.a.?) bevorzugt überwintert, d.h. einen saisonalen Habitatwechsel vollführt (Fuchs 1969). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Ackerunkrautfluren, mit weiterem Hauptorkommen in ausdauernden Ruderalfluren. Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf, sie kommt dort aber „mehr an den Rändern des Biotops [der thermophilen Steppe] und auch außerhalb“ davon vor, also v.a. an Übergängen von Steppe und Gehölzhabitaten.

In einem sekundären, durch Mittelwaldnutzung entstandenen Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004) trat sie nur an dessen Saum auf.

In temporären Feuchtstellen der nordostdeutschen Agrarlandschaft tritt die Art mit hoher Stetigkeit auf (Brose 2000). In den von Neu (2007) untersuchten Weich- und Hartholzauwäldern kommt sie mit relativ hoher Stetigkeit vor. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie fast nur, und in mäßig hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in Einzeltieren auf. Brandstetter et al. (1993) listen mehrere Funde u.a. aus Auen-Kontext, wie z.B. aus Hochwassergenist, ferner aus diversen Kulturhabitaten und auch aus Wäldern. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

In Weinbergen der Fränkischen Platte (Götzke 2006) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. An Kiesbänken der Isar fand Plachter (1986) sie in wenigen Einzeltieren. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie relativ stetig, aber stets nur wenig abundant vertreten.

<i>Anchomenus dorsalis</i>	SAN: 92,5220 (<0,0001)	WHI>SAL>AW> AB>FEUES	FH, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, SAL, PRF, EF, WHI, SAN	Keine	Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	---------------------------	-------------------------	---	-------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist mäßig hoch und lautet auf das Salicion. Die ISA-Werte sind gering, der höchste mit speziellem Bezug zu Auen liegt auf Ebene der HTB3, also einer stark aggregierten Einheit. Der jahreszeitliche Habitatwechsel ist durchaus typisch für Auwaldarten (Thiele 1977), die eher geringe Feuchtepräferenz auch mit bestimmten Teillebensräumen der Aue vereinbar. Zweifellos hat die Art erhebliche Ersatzlebensräume in der Kulturlandschaft, was jedoch kein Argument gegen ihren Bezug zum Lebensraum Aue ist.

Badister lacertosus besiedelt nach Literaturdarstellung sowohl bewaldete Feuchtlebensräume einschließlich von Bruchwäldern, als weniger auch offene (Koch 1989). Nach Müller-Motzfeld (2006a) sind es „feuchte, mullreiche Stellen mit Beschattung“, während Marggi (1992) für die Schweiz höchstens lichte, nicht zu schattige Wälder angibt. GAC (2009) nennt neben Feuchtwäldern auch mesophile Wälder, sowie feuchtes Offenland. In Westfalen (Aßmann & Starke 1990) kommt sie in „etwas entwässerten Erlenbruchwäldern, in Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wäldern sowie in Sumpfstellen mit *Phragmites* und *Carex*“ vor, meist an feuchten, nicht nassen Stellen. Irmiler & Gürlich (2004) stufen sie für Schleswig-Holstein als Art der frischen, mesophilen Wälder wie Eschen-Erlen-Wälder und Eschen-Buchenwälder ein und stellen eine positive Korrelation mit der Baumbedeckung fest. In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie v.a. in feuchten und nassen Laubwäldern vor, wurde aber auch in anderen Waldtypen (alter, feuchter Nadelwald, Eichen-Birkenwald, Dünenwälder u.a.) gefunden.

Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in „mesophilen Laubwäldern“, mit weiterem Hauptorkommen in „bodensauren Mischwäldern“ und Nebenvorkommen

in „Feucht- und Nasswäldern“. Hurka (1996) nennt für Tschechien und Slowakei „Ufer mit Vegetation, Sümpfe, feuchte Wiesen.“ In Polen (Makolski 1952) „verlangt die Art tieferen Schatten und ein Mulm-[moulder]-reiches Substrat, aber nicht zu klamm [damp]“, und ist daher „bevorzugt in Wäldern“, „in der zersetzenden Streuschicht anzutreffen.“ Die Funde aus dem westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) stehen überwiegend im Auen-Kontext. Lindroth (1986) vergleicht für Skandinavien das Habitat mit dem von *B. unipustulatus*, mit dem die Art gelegentlich syntop vorkommt, und beschreibt es als „feuchte, ziemlich schattige Stellen, normalerweise in mullreichem Laubwald, zum Beispiel aus Esche, Erle oder Buche, oft in Waldsümpfen“. Sie weist eine Hygrophilie der Stufe 6 (von 8) bei Sustek (2003) auf. Sie kommt zwar auch in Gewässernähe vor, ist aber nicht daran gebunden (Makolski 1952).

Die Art war in den von Bonn (2000) untersuchten Standorten der Elbaue weitgehend auf den (intakten) Auwald beschränkt. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie sehr vereinzelt, und mit etwas höherer Stetigkeit im Weich-, nicht hingegen im Hartholzauwald auf. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie nur in sehr geringer Abundanz und nur in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) kam sie vereinzelt und in sehr geringer Abundanz vor. In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt diese Art nur vereinzelt auf (Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991, Bezdek et al. 1997), nach Stegner (1999) v.a. in solchen in Flussauen. Nötzold (1996) fand sie nur in den hydrologisch gestörten Bruchwald-Flächen.

Die Art ist makropter, aber vermutlich weitgehend oder sogar vollständig flugunfähig (Turin 2000).

In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie v.a. in den Weichholzaunen und anderen gehölzbestandenen Bereichen vertreten, hier relativ stetig, aber stets wenig abundant. Auf den von Plachter (1986a) untersuchten Kiesbänken wurde sie nicht nachgewiesen.

<i>Badister lacertosus</i>	SAN: 87,7707 (<0,0001)	AB>WHI>AW> FEUES>SAL	FH, LBW, MIN,FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, (CRF), STA, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, OM: neg.	≥5	Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	---------------------------	-------------------------	--	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste, mäßig hohe Testwert in den Chi²-Testserien wird für das Salicion erreicht, gefolgt vom Konvolut aus Au- und Bruchwäldern. Nasse Ausprägungen werden bevorzugt. In der ISA errechnet sich der höchste signifikante Wert für die relativ unspezifischen mineralischen Feuchtwälder, ein hoher IndVal ist nicht unter den Testergebnissen dieser Art. Die Art ist zwar laut Literatur nicht ganz ausschließlich auf Feuchtwälder wie Weichholzauwälder beschränkt, präferiert diese aber deutlich.

Chlaenius vestitus ist v.a. eine Art, die lehmige, sandig-schluffige (Koch 1989, GAC 2009), bewachsene (Hurka 1996, Marggi 1992) Uferbereiche von Gewässern und Abbaustellen besiedelt. In temporären Feuchtstellen der Agrarlandschaft tritt sie nur sehr vereinzelt auf (Brose 2000). In den Niederlanden lebt sie in offenen und von Sträuchern bewachsenen Feuchtlebensräumen (Turin 2000).

<i>Chlaenius vestitus</i>	SAN: 46,6305 (<0,0001)	WHI>AW>AB> FEUES	FEUES, AB, AW, WHI, SAN	n.t.	Höchster HT: -	n.t.
---------------------------	---------------------------	---------------------	-------------------------------	------	----------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der Chi²-Maximalwert lautet auf das Salicion, und ist nur mäßig hoch. In der ISA werden keine signifikanten oder auch nur als Trend aufzufassenden IndVal errechnet. Die relative Seltenheit der Funde in Auwäldern lässt vermuten, dass die Hauptlebensräume in anderen Feuchthabitaten wie v.a. an Ufern liegen.

Die Literaturangaben zu ***Ophonus rufibarbis*** sind unterschiedlich. Sie ist nach manchen Quellen eine xerophile Art offener Lebensräume (GAC 2009, für manche Regionen; Irmeler & Gürlich 2004 für Schleswig-Holstein), v.a. auf Sandstandorten einschließlich sandiger Ufer (Marggi 1992, Koch 1989). Ferner ist es auch eine Art entsprechender Kulturhabitats und Abbaustellen (Marggi 1992, GAC 2009 tlw., Irmeler & Gürlich 2004, Koch 1989), sowie eine, die auch in lichten Laubwäldern (Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1986, GAC 2009 z.B. für das Alpenvorland, Hurka 1996, Koch 1989) vorkommen kann. Barndt et al. (1991) klassifizieren Hauptvorkommen für Berlin in mesophilen Laubwäldern und in ausdauernden Ruderalfluren, und ein Nebenvorkommen in Ackerunkrautfluren. „Humoser Boden“ wird bevorzugt (Lindroth 1974).

In den Niederlanden (Turin 2000) wie auch in Skandinavien (Lindroth 1986) wird sie als die am wenigsten xerophile *Ophonus*-Art charakterisiert, die Lehmböden bevorzugt und häufig auch licht beschattete Habitats besiedelt (so auch Lindroth 1974), die besonders häufig entlang von Fließgewässern liegen (Turin 2000). Zwar werden auch in den Niederlanden ebenfalls andere und Kultur- bzw. Ersatzhabitats besiedelt, doch wird eine der höchsten Stetigkeiten und die höchste Abundanz der Art in feuchten bis nassen Weichlaubwäldern erreicht (Turin 2000). Auch in Westfalen präferiert die Art „beschattete und feuchte Lebensräume“ (Kaiser 2004), doch wird eine „Vielzahl von Lebensräumen besiedelt.“ *Ophonus*-Arten sind obligate, ausschließliche Samenfresser und „Kulturflüchter“, die u.a. auf „umbelliferenreichen Ruderalfluren ihr Optimum finden“ (Bertrandi & Zetto Brandmayr 1991).

In den Rheinauen (Neu 2007) trat sie v.a. in Weich- und etwas weniger in Hartholzauen auf Sand und nicht auf Schluff auf.

Auf der Schwäbischen Alb fand Baehr (1984a) die Art beispielsweise in einer Wacholderheide und in geringer Abundanz in einem Acker. Metzner (2004) fing sie in oberfränkischen Auen in Einzeltieren nur in nicht revitalisierten Bereichen.

<i>Ophonus rufibarbis</i>	SAN: 22,3497 (<0,0001)	WHI>AW>AB	AB, AW, WHI, SAN	Keine	Höchster HT: -	n.t.
---------------------------	------------------------	-----------	------------------	-------	----------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Insgesamt scheint die Art zwar auch in unterschiedlichem Umfang Ersatzhabitats besiedeln zu können, doch gehört sie offenbar zur ursprünglichen Auenfauna, und besiedelt hier auch Wälder, v.a. Weichholzauwälder (Neu 2007). Der Chi²-Maximalwert, obgleich niedrig, ist damit in Übereinstimmung. In der ISA wird kein signifikanter Wert errechnet.

Amara similata ist ein Beispiel für einen Bewohner der Kulturlandschaft (Marggi 1992, Irmeler & Gürlich 2004), dabei aber nach Marggi (1992) in der Schweiz recht hygrophil, während sie für den Raum Brandenburg für xerophile Offenflächen aufgeführt wird (Beier & Korge 2001). Die Art ist ausgeprägt phytophag, v.a. an Kreuzblütlern, aber auch Gräsern (Lindroth 1949, Burmeister 1939, beide in Weber 1983). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „praticol-silvicol“ ein. Lindroth (1949) zufolge verträgt sie Feuchtigkeit und Beschattung recht gut.

Sie tritt auch in intakten Flussauen mit großer Regelmäßigkeit auf und fehlt in dem eingedeichten Pendant (z.B. Gerisch & Schanowski 2009b) und scheint dabei durchaus auch von Überflutungen zu profitieren, so z.B. nach einem extremen Sommerhochwasser (Gerisch & Schanowski 2009a). Auch Bonn (2000) fand sie in der überschwemmten Elbaue regelmäßig, in sommertrockenem Grünland allerdings in höheren Abundanzen als im Auwald. Zawadzki & Schmidt (1994) stellten die Art in der Rastatter Rheinaue in der Weichholzaue und auf Brachflächen fest. In den Marchauen, mit einem Vergleich verschiedener Auwald-Typen, trat die Art hingegen nur im trockenen Querco-Ulmetum, und in geringeren Abundanzen im Überschwemmungswiesen-Röhricht auf (Zulka 1994a). An der Siegmündung (Lehmacher 1978) kam die Art in allen untersuchten Habitats vor, einschließlich Acker und Röhricht, in höchster Abundanz im nicht mehr überfluteten Pappelforst. Sie ist regelmäßig an Nassstellen der Agrarlandschaft zu finden (Brose 2000). In einem bei Berlin gelegenen Niedermoorkomplex trat sie nur vereinzelt im Feuchtgrünland auf, und fehlte in den Seggenrieden (Meißner 1998). Ihr Auftreten in Schwarzerlen-Bruchwäldern ist ebenfalls nur vereinzelt zu verzeichnen (Nötzold 1996, Stegner 1998a), in vielen Aufnahmen dieses Habitattyps fehlt die Art.

Brandstetter et al. (1993) listen mehrere Funde u.a. aus Auen-Kontext, wie z.B. aus Hochwassergenist.

Sie kann auch in terrestrischen Wäldern auftreten, so im sekundären Eichen-Hainbuchenwald auf Muschelkalk Thüringens (Pabst 2004), hier sowohl im geschlossenen Bestand wie am Saum, im Eichen-Birkenwald des Sauerlandes (Lauterbach 1964) oder in südwestdeutschen Eichen-Hainbuchenwäldern, hier recht stetig und mäßig abundant (Müller 1983, Trautner et al. 1998), sonst aber eher in den Pionierphasen wie Jungbeständen und Kahlschlägen (Lauterbach 1964) oder Sturmwurfflächen (Kenter et al. 1998). Auch auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie regelmäßig auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001).

Auf der Münchner Schotterebene lagen Nachweise in alten und wiederhergestellten bzw. neu angelegten Haiden, Äckern und einer Kiesgrube, sowie in Kiefernbestockungen und Waldverpflanzung im Zuge Straßenbaus (Plachter 1983, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer-Leipold 2003). Plachter (1986) fand die Art an Kiesbänken der Isar nur vereinzelt, Metzner (2004) in revitalisierten oberfränkischen Auen relativ stetig und zum Teil abundant.

<i>Amara similata</i>	SAN: 26,8132 (<0,0001)	WHI>FRU>SAL >FEUES>MIN	LBW, MIN, FEUES, (AB), AW, SAL, FRU, WHI, SAN	Keine	-; Höchster HT: FRU	n.t.
-----------------------	---------------------------	---------------------------	---	-------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art verfügt im Datenbestand laut Chi²-Tests über eine Affinität zur Stromaue (Salicion), wenn auch nur mit recht geringen Werten. Als anpassungsfähiger Pionier vermag sie auch Ersatzhabitate der offenen Kulturlandschaft zu nutzen, die hier nicht einbezogen sind, was aber zum Charakter einer Weichholzaunen-Art auch keinen Widerspruch darstellt. In der ISA wird lediglich beim Differenzialtest mineralisch beeinflusster versus organischer Feuchtwälder ein IndVal für die mineralisch beeinflussten errechnet.

Weichholzauwald (SAL)

Elaphrus aureus wird in der Literatur übereinstimmend als Art der Auwälder bzw. der Ufer in Flussauen beschrieben (Trautner 1996, Hurka 1996, Marggi 1992, Koch 1989, GAC 2009). Nach Hurka (1996) ist die Art indifferent gegenüber Schatten. Günther et al. (2005) bezeichnen sie als „typische Art“ offenen, sandigen oder sandig-lehmigen Bodens an beschatteten Ufern in Weichholzauwäldern. Sie kommt auch in schattigem Auwald vor (Barndt 1981, Handschin 1964 in Marggi 1992). Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. Für Frankreich werden Fließgewässerufer und nasse Habitate als Lebensraum aufgeführt (du Chatenet 2005). Sandige (Marggi 1992, Brandstetter et al. 1993), aber auch lehmige [schluffige?] bzw. schlammige (Hurka 1996, du Chatenet 2005, GAC 2009) Böden werden besiedelt.

Bräunicke & Trautner (2002) fanden sie nicht am Bodensee, sondern nur den Zuflüssen, und dort auf „sandigem, vegetationsfreiem bis mäßig dicht bewachsenen Boden, meist innerhalb oder am Rand von Auwäldern bzw. deren Fragmenten (Weidengebüsche)“. Detzel et al. (1993) melden sie aus einem Silberweiden-Auwald mit *Equisetum*-Bestand auf schluffigem Standort. Nach van Looy et al. (2002) gehört die Art zur charakteristischen Artenausstattung bewaldeter Flussufer an der Meuse. Zawadzki & Schmidt (1994) fanden sie in der Rastatter Rheinaue nur am Ufer. An der Siegmündung kam sie nach Lehmacher (1978) in den hydrologisch intakten Silberweiden-Auwäldern und im regelmäßig überfluteten Pappelforst, aber auch auf dem sandig-lehmigen Topinambur-Acker vor (an den ein Weidengebüsch direkt angrenzt), hier möglicherweise ausstrahlend und den durch Ackernutzung zeitweise vorhandenen Rohboden nutzend. Da sonst Nachweise aus Äckern fehlen, anders als bei mehreren anderen Auen-Arten (s.u.), sollte dieser Fund in einem Kulturhabitat daher nicht überbewertet werden. In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena trat sie ausschließlich, und in nur sehr geringer Abundanz, im (relativ uferfernsten) Weidengebüsch, nicht aber den (ufernäheren) offenen Auenlebensräumen auf. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat *E. aureus* überwiegend eher vereinzelt auf, etwas stetiger in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern.

Sie ist makropter, aber weitgehend oder vollständig flugunfähig und „wahrscheinlich ausbreitungsschwach“ (Turin 2000).

<i>Elaphrus aureus</i>	SAL: 373,3129 (<0,0001)	SAN>WHI>FRU >AW>AB	FH, LBW, (MIN), FEUES, AB, AW, SAL, FRU, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------	-------------------------	--------------------	---	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Für den Weichholzauwald (SAL) als HT wird ein sehr hoher χ^2 -Testwert erreicht, in völliger Übereinstimmung mit der Literatur. In den ISA werden für das Salicion bzw. Weichholzauen-Standorte die höchsten Testwerte erzielt.

Bembidion decoratum ist eine montane und in Deutschland auf den Süden beschränkte (Horion 1941), ripicole (Köhler 2000) Art, die nach Koch (1989) und Marggi (1992) schattige Fließgewässerufer-Habitate besiedelt, wie Auwälder an Waldbächen, nach Marggi (1992) v.a. auf Sandstandorten. Luka et al. (2009) klassifizieren „Ufer mit Vegetation“ als Lebensraum. Müller-Motzfeld (2006a) bezeichnet sie als „stenotope Uferart“. Hurka (1996) und GAC (2009) nennt neben Auwäldern auch unbeschattete Ufer an Fließgewässern. Franz (1970) beschreibt die Art als „stenotopen Uferbewohner der Bergflüsse und -bäche, der entlang dieser bis weit ins Vorland hinausgeht.“ Wirthumer (1975) nennt sie für „Flussufer auf reinem Feinsand.“

In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena trat sie in allen Probestellen der untersuchten Auenlebensräume nur in geringer Aktivitätsabundanz auf.

Plachter (1986) fand die Art stetig und mäßig abundant auf Kiesbänken an der Oberen und Mittleren Isar.

<i>Bembidion decoratum</i>	SAL: 373,3129 (<0,0001)	SAN>AW>AB>WHI>FEUES	FH, LBW, (MIN), FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	-------------------------	---------------------	--	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der höchste χ^2 -Wert ist sehr hoch und stimmt mit den Literaturangaben überein, die auf schattige Fließgewässer-Ufer Bezug nehmen. Auch in den ISA-Testreihen werden verschiedene, z.T. aber niedrige Werte erreicht. Auf Ebene der HTB1X erreicht das Salicion den höchsten IndVal-Wert, gefolgt von den Standorten der Weichholzaue der HTS1, so dass im direkten Vergleich der beiden Testebenen für Bestockung und Standort die Literaturangabe bestätigt werden kann, dass bestockte Salicion-Standorte bevorzugt werden. Die stetigen Funde an Kiesbänken durch Plachter (1986) zeigen möglicherweise v.a. das Phänomen des dynamischen Komplexlebensraumes der Wildflussaue und insofern auch das Problem der carabidologische Beprobung von Teillebensräumen dieses Komplexes auf.

Paranichus albipes gilt in der Literatur z.T. als wenig stenöke Art, da sie sogar an stark belasteten Gewässern vorkommt (Marggi 1992), und vorwiegend als Art der Ufer, die allerdings mineralisch sein müssen (GAC 2009) und häufig eher vegetationsfrei sind (Marggi 1992, Brose 2000). Nach Hurka (1996) ist die Art gegenüber Schatten indifferent. Koch (1989) erwähnt Auwälder als Lebensraum. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „hygrophilen Therophytenfluren“, mit weiterem Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. Du Chatenet (2005) beschreibt den Lebensraum als „feucht und schattig.“ In Skandinavien wird nur mäßige Beschattung vertragen (Lindroth 1949). Lindroth (1949) zufolge „scheint die Beschaffenheit des Bodens von besonderer Bedeutung zu sein, wobei dieser aus +/- lehmigem Sand (oder feinem Kies) bestehen soll“, dabei an eu- oder oligotropher Gewässern gelegen und hier an „fast sterilen oder doch nur licht bewachsen“ Stellen.

Rehfeldt (1984a) bewertet sie als kennzeichnende Art des Weidenauwaldes in ostniedersächsischen Flussauen. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) in Silberweiden-Auwäldern, dem überfluteten Pappelforst und im Röhricht vor, fehlte aber im nicht mehr überfluteten Pappelforst. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art mit hoher Stetigkeit in den untersuchten Weich- und nur ganz vereinzelt in den Hartholzauwäldern auf. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie in hoher Abundanz in allen Untersuchungsabschnitten auf. Sie fehlt in (temporäreren) Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000). Lindroth (1949) zufolge tritt die Art in Skandinavien ausgesprochen „launisch“, d.h. sehr unterschiedlichen Abundanzen auf. Sie ist makropter, aber überwiegend ein schlechter Flieger oder flugunfähig (Turin 2000).

Plachter (1986) fand die Art stetig, z.T. auch abundant, an Kiesbänken der Isar, abundant offenbar bevorzugt solchen mit Feinmaterial-gemischtem Kies. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie relativ stetig und abundant vertreten.

<i>Paranichus albipes</i>	SAL: 278,0986 (<0,0001)	WHI>SAN>AW> AB>FEUES	FH, LBW, MIN,FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, CRF, STA, CEA, OWG, NMO, WHI, SAN	Keine	-, Höchster HT: SAL	n.t.
---------------------------	-------------------------	----------------------	--	-------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der hohe Chi²-Maximalwert attestiert eine starke Affinität zum Salicetum albae, die v.a. in der speziellen Literatur zu Auwäldern auch erkennbar ist. Nächsthöhere Werte für die intakte Weichholzaue und das Salicion passen ebenfalls in dieses Bild. Auch der höchste ISA-Wert wird für Standorte der Weichholzaue (Ebene HTS1) errechnet, was für einen stärkeren Bezug zum Standort als zur Bestockung spricht und in Einklang mit der beschriebenen diesbezüglichen Anspruchslosigkeit der Art ist. Die beschriebene Unterwuchs-Freiheit des besiedelten Bodens ist in gutem Einklang mit einer Weichholz-Auwald-Art, da regelmäßige Überflutungen auf größerer Fläche in Ufernähe entsprechende Bedingungen schaffen. Auch für Feuchthabitate allgemein (FH), und speziell Auen im Vergleich zu Bruchwald und Niedermoor-Habitaten (HTB2) besteht laut ISA eine Zeigerfunktion.

Clivina collaris hat wie *C. fossor* eine grabende Lebensweise. Sie bevorzugt feuchte bis mäßig feuchte, unbeschattete (Hurka 1996) oder unbewachsene (Koch 1989) Habitate unterschiedlicher Bodenart (GAC 2009), wie beispielsweise Ufer (Hurka 1996, Koch 1989) und Habitate der Kulturlandschaft (Marggi 1992) sowie Abbaustellen (Plachter 1983). Nach Balkenohl (1988) ist sie ein „stenotoper Bewohner humoser Uferbereiche“, auf „feucht-nassen Standorten“ und auf Uferterrassen unter Laublagen anzutreffen.

In den von Neu (2007) untersuchten Auwäldern war sie mäßig stetig vertreten. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie praktisch nur, und in mäßig hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in wenigen Einzeltieren auf. In dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoorkomplex fehlte sie. An den von Brose (2007) untersuchten Nassstellen der Agrarlandschaft trat sie mäßig stetig auf. Sie ist makropter und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

An Kiesbänken der Isar fand Plachter (1986) sie nur in wenigen Einzeltieren. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen relativ stetig, aber überwiegend wenig abundant, und dies auch unter Bäumen bzw. in Weidengebüsch.

<i>Clivina collaris</i>	SAL: 278, 0986 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FH, (LBW), FEUES, AB, AW, SAL, NMO, WHI, SAN, NM	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
-------------------------	-----------------------------	-------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert für das Salicion albae, der hoch ist, und die mäßig hohen IndVal der ISA (maximal auf Ebene der HTB1X, für das Salicion) sind weitgehend gleichläufig, und in Übereinstimmung mit den Habitatanforderungen laut Literatur, auch wenn auch diese Art, wie viele der Habitatgruppe, auch Ufer, feuchtes Offenland (Nasswiesen u.ä.) und bestimmte Ersatz- und Kulturhabitats regelmäßig zu nutzen vermag.

Nebria rufescens besiedelt laut Literatur stenök und hygrophil-ripicol (grob)kiesige Ufer (GAC 2009, Hurka 1996, Marggi 1992), die sich durch kaltes Wasser (Baehr 1983, Marggi 1992), d.h. Lage am Oberlauf auszeichnen, und auch im Wald liegen können (GAC 2009), auch wenn sie meist „vegetationsarm und steinig“ (De Zordo 1979a) sind. In Mitteleuropa ist die Art v.a. ripicol an Kiesufern von Fließgewässern zu finden (Plachter 1986a, Ledoux & Roux 2005). Die Art ist boreoalpin (Baehr 1983, Marggi 1992) und zirkumboreal verbreitet und kommt selbst in Island (Lindroth 1931) und Grönland (Böcher 1988) vor, und hier, wie auch in den Hochlagen, auch abseits des Wassers, z.B. an Schneerändern (Marggi 1992, Ledoux & Roux 2005). In Skandinavien ist die Entwicklung zweijährig (De Zordo 1979a), was auch in anderen kalten Regionen wie den Hochlagen gelten dürfte.

Sie trat in verschiedenen der hochmontanen Wälder und Kältehabitats im Feldberggebiet (Molenda 1989) auf, besonders abundant im hochmontanen Aceri-Fagetum einer bachdurchflossenen Schluchtrinne und meist in der Nähe von Bachläufen, aber auch im Torfmoos und auf einem Borstgrasrasen.

Sie ist makropter (Hurka 1996).

Plachter (1986) fand die Art z.T. an Kiesbänken der Isar, aber insgesamt nur mäßig stetig und wenig abundant; in den höchst gelegenen mit intaktem Kies-Lückensystem fehlte sie und trat auf einer Kiesbank mit Vorhandensein z.T. dichter Vegetation und Feinsediment-gemischtem Kies etwas abundanter auf.

<i>Nebria rufescens</i>	SAL: 269,0930 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
-------------------------	----------------------------	-------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die starke Affinität zum Salicion im χ^2 -Test, ebenso wie ein eher geringer IndVal für das SAN auf Ebene der HTB1X in der ISA, sind gleichläufig und in Übereinstimmung mit der Literatur. Zweifellos handelt es sich bei dieser an erster Stelle ripicolen Art jedoch um eine, die Beschattung nur verträgt, nicht aber fordert.

Trechoblemus micros tritt häufig mit *Lasiotrechus discus* (s.u.) gemeinsam auf und hat eine ähnliche Lebensweise wie jener, d.h. lebt ripicol und subterran (Hurka 1996, Marggi 1992, Koch 1989). Auch von ihr werden neben offenen Feuchthabitats auch Auwälder als Lebensraum genutzt (GAC 2009, Turin 2000, Sustek 2001). Beispielsweise in den Niederlanden erreicht sie in diesem Lebensraum ihre relativ zweithöchste Stetigkeit (Turin 2000). Barndt et al. (1991) klassifizieren Hauptvorkommen für Berlin in Feucht- und Nasswäldern und eutropher Verlandungsvegetation.

In den von Neu (2007) untersuchten Rhein-Auwäldern kommt sie sowohl in Weich- als auch Hartholzauwäldern und auf Schluff wie auf Sand vor. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in Einzeltieren auf.

Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000). Die Art wird im Sommer auch im Flussgenist und v.a. im Winter (d.h. als Winterquartier) am Fuß von Bäumen gefunden (Burmeister 1939).

<i>Trechoblemus micros</i>	SAL: 269,0930 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	-------------------------	----------------------	---------------------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist hoch und in Einklang mit der Literatur, wenn man die Standorte der offenen Wildflussaue als subsummiert ansieht (s.o.). Der IndVal der ISA ist auf Ebene der HTS1 am höchsten (wenn auch nicht hoch), so dass der Standort tendenziell wichtiger ist als die Bestockung.

Lasiotrechus discus ist eine subterran in Kleinsäugerbauen u.ä. Habitaten lebende, ripicole Art (Marggi 1992, GAC 2009, Koch 1989, Hurka 1996), die gegenüber Schatten indifferent ist (Hurka 1996), d.h. auch in Auwäldern vorkommt (GAC 2009, Zawadzki & Schmidt 1994). In den Niederlanden erreicht sie in Feuchtwäldern zwar nicht höchste Stetigkeit (die in offenen Feuchthabitaten höher ist), aber die relativ höchste Abundanz (Turin 2000). Die Art wird auch im Flussgenist und am Fuß von Bäumen gefunden, v.a. im Winter (Burmeister 1939).

Sie ist makropter und sehr gut flugfähig, ja in Schwärmen beobachtet worden (Turin 2000).

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) war sie nur ganz vereinzelt vertreten, ebenso in revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004), hier u.a. auch an gehölzgeprägten Probestellen.

<i>Lasiotrechus discus</i>	SAL: 118,2629 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> EF>AB	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, SQS, SAL, EF, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	-------------------------	-------------------	---	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der maximaler χ^2 -Wert, der auf den Weichholzauwald lautet, und maximale IndVal der ISA (Weichholzaunen-Standorte, gering) sind tendenziell gleichläufig und stimmig mit der Literatur, soweit man offene Habitate der Auen als subsummiert ansieht.

Bembidion cruciatum bualei ist gemäß Literatur eine Art sandiger und kiesiger Ufer (Wirthumer 1975, Hurka 1996, Koch 1989, GAC 2009), v.a. langsamer fließender und stehender Gewässer (Marggi 1992). Sie ist montan verbreitet (Luff 1998, Müller-Motzfeld 2006a), nach Burmeister (1939) sogar „besonders in subalpinen Tälern“, und fehlt daher in tieferen Lagen und somit auch in der breiten Literatur aus deutschen Flussauen. Die in Tschechien und Slowakei vorkommende Unterart *veselyi* benötigt unbeschattete Schotterufer an Fließgewässern (Hurka 1996), was wohl auch für dies ssp. *bualei* angenommen werden kann. Hoess (2009) fand die Art überwintert in Spalten und unter der Rinde von Schwemmholz auf einer Kiesbank.

<i>Bembidion cruciatum bualei</i>	SAL: 179,1965 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FH, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
-----------------------------------	-------------------------	----------------------	----------------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Beide Verfahren liefern etwa gleichlaufende Ergebnisse, der χ^2 -Wert ist eher hoch, der IndVal hingegen eher gering. Die Affinität zur Weichholzaue schließt wie dargestellt auch offene Habitate dieses Komplexes mit ein und ist insofern in Übereinstimmung mit den Habitatansprüchen gemäß Literatur, die jedoch nahelegt, dass offene Habitate wahrscheinlich bevorzugt werden.

Bembidion dentellum besiedelt Sumpf- und Bruchwälder und organische oder vegetationsreiche Ufer (GAC 2009, Hurka 1996) und benötigt zumindest teilweise Schatten, so in Auwäldern oder an beschatteten Altwässer-Ufern (Marggi 1992, Lindroth 1986). Wirthumer (1975) nennt „an Flussufern auf Feinsand und auf Schilfwiesen“ als Lebensraum in Oberösterreich. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. In Schleswig-Holstein lebt sie „an schlammigen und verschlickten, relativ sandigen Ufern, auch im Wald“ (Irmiler & Gürlich 2004). In Skandinavien liegt ihr Lebensraum „auf weichem schlammigem oder lehmigem, etwas beschattetem Boden an Ufern stehender oder langsam fließender Gewässer, normalerweise in eher dichter Vegetation aus *Juncus*, Gräsern, *Equisetum* usw., oft in Moosteppechen, sowie auch unter *Salix* oder *Alnus*“ (Lindroth 1986).

Im Vergleich einer Aue vor und nach erfolgter Auensimulation beobachtete Sustek (2003) die Art nur nach der Simulationsmaßnahme. Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte die Art. In den verschiedenen Auen-Lebensräumen der Marchauen trat sie bevorzugt im Silberweiden-Weichholzauwald auf, aber auch in allen anderen Lebensräumen einschließlich trockenem Hartholzauwald und Überflutungsröhricht (Zulka 1994a). An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) im Silberweiden-Auwald und dem Röhricht vor. Im Lampertheimer Altrhein fand Handke (1993) sie vor allem in Weidenbeständen, nur vereinzelt auch in der Hartholzaue und dem (regelmäßig überfluteten) Pappelforst. Auch Tietze (1966b) fand sie nur in sehr geringen Abundanzen im Hartholzauwald. In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena fehlt sie nur im Weidengebüsch (weitgehend), d.h. präferierte die offenen, ufernäher gelegenen Bereiche. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat *B. dentellum* überwiegend eher vereinzelt, z.T. auch mäßig abundant, und etwas stetiger in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern auf; wo sie in höheren Abundanzen aufgetreten war, erfuhren sie durch einen Trockensommer einen Einbruch. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie nur, und in hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Lik (2010) fand sie in höherer Aktivitätsdichte auf der Feuchtwiese denn im Hartholzauwald. Auch in der Überflutungsauwald der Elbe (Bonn 2000) ist keine Präferenz zwischen Auwald und Überflutungsgrünland erkennbar. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. Sie fehlt weitgehend an (temporären) Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000).

Wagner (1992) fand sie in einem niederrheinischen Moorgebiet (im Winterhalbjahr) in Einzeltieren im CEA (mit Eichen-reichen Randbereichen) und in der Feuchtheide mit Wacholder.

Auf Kiesbänken von Isar und Lech fehlte sie, trat aber auf einer Donau-Kiesbank mit angrenzendem Weichholzauwald, sowie am sandigen Lauf des Brombachs auf (Plachter 1986a). Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen „regelmäßig in schlammigen Uferbereichen, aber auch im Totholz und im Auwald“, und nur hier auch abundant, sonst nur in Einzeltieren.

<i>Bembidion dentellum</i>	SAL: 179,1965 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FH, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	----------------------------	-------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert, erreicht für der Weichholzauwald, ist recht hoch und auch plausibel, da die Literatur insgesamt eine Bevorzugung dieses Habitats andeutet. In der ISA wird ebenfalls auf Ebene der HTS1 für die Weichholzaue ein signifikanter IndVal errechnet, allerdings mit nur geringem Wert.

Bembidion schueppelii bewohnt Altwässer-Ufer und andere feuchte und schattige Auwald-Habitate (Marggi 1992, Hurka 1996, Koch 1989). Nach Hurka (1996) ist sie indifferent gegenüber Schatten. GAC (2009) klassifiziert sie als Ufer-Bewohner. Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. Lindroth (1949) zufolge ist sie „in Mitteleuropa ein ausgeprägte Waldart, die an schattigen Tümpeln und Teichen lebt.“

In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena aus offenen Uferhabitaten bis zum Weidengebüsch trat die Art nur in geringen Aktivitätsabundanzen auf. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie nur, und in sehr hohen Abundanzen, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf.

Plachter (1986) fand die Art z.T. an Kiesbänken der Isar, abundant offenbar bevorzugt solchen Vorhandensein dichter Vegetation und lehmigem Kies.

<i>Bembidion schueppelii</i>	SAN: 140,2021 (<0,0001)	WHI>SAL>AW>AB>FEUES	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------------	-------------------------	---------------------	---------------------------------------	------	------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der höchste, recht hohe χ^2 -Wert für den Weichholzwald ist in Übereinstimmung mit der Literatur. Auch in der ISA wird in der Ebene der HTS1 ein signifikanter, allerdings nicht sehr hoher Wert für Weichholzwald-Standorte erreicht, ferner noch geringere IndVal auf stark aggregierten Ebenen (mineralisch beeinflusste Feuchthabitate, alle Auenlebensräume).

Agonum muelleri wird bei den Eichen-Hainbuchenwäldern ausführlicher besprochen. Die Art ist nach Lindroth (1986) von den Arten der Gattung am wenigsten an Gewässerhabitate gebunden. Dass sie auch lichte Wälder bzw. Waldränder oder Lichtungen als Lebensraum nutzen kann, wird von einem Teil der Autoren angegeben (Koch 1989, Luff 1998) bzw. nachgewiesen, in Holland sind unter den unterschiedlichen Waldtypen v.a. Eichen-Hainbuchenwald und feuchter Pappelwald/-forst (Turin 2000).

In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie sehr vereinzelt, und nur im Weich-, nicht im Hartholzwald auf. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie überwiegend, und in mäßig hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur in wenigen Einzeltieren auf. Sie ist durch ihre gute Flugfähigkeit ausbreitungstark (z.B. Liebherr et al. 2009).

Koch (1989) erwähnt speziell auch Erlenbruchwälder, was jedoch in Widerspruch zu den Angaben der anderen Autoren ist, die neben einer nicht zu geringen von einer nicht zu hohen Feuchte sprechen (Luff 1998, Turin 2000 u.a.). In den Arbeiten aus diesem Lebensraum scheint sie nur teilweise auf (z.B. Nötzold 1996).

In wärmeren und trockeneren Klimaten bevorzugt sie möglicherweise stärker auch nasse Habitate. Beispielsweise in Galizien (Nordwestspanien) wurde sie in nassen Wäldern, aber z.T. auch in Kiefern- und Eukalyptus-Wald gefunden (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Ein dunkler *A. muelleri* war verantwortlich für die historische Falschmeldung des *A. ericeti* aus den Rhönmooren (Linke, in Horion 1941), wie die Überprüfung des Belegstückes durch Frisch ergab (Frisch & Müller-Kroehling 2012). Van Emden (1932) berichtet vom Vorkommen melanistischer Formen sonst metallischer Carabiden (u.a. *Agonum sexpunctatum*) in Mooren. *A. muelleri* ist aber zweifellos eine tyrphoxene Art, die in der umfangreichen Literatur zu der Hochmooren und Moorwäldern fast keinen Bezug zu diesem Lebensraum aufweist.

Plachter (1986) fand die Art an Kiesbänken der Isar nur vereinzelt.

<i>Agonum muelleri</i>	SAL: 118,1233 (<0,0001)	SAN>WHI>OWG>AB>AW; zusammen: SAN>WHI>AB>AW>FEUES	FH, FEUES, AB, AW, SAL, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, LH, FEUES, (AFE)	-	Eiche; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------	-------------------------	--	--	---	-------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die meisten der eher wenigen Funde im Datenbestand liegen in verschiedenen Auwald-Typen, doch handelt es sich, wie in der Literatur angegeben, nicht wie bei den meisten anderen *Agonum*-Arten, um eine stark hygrophile, d.h. an nasse Habitate gebundene Art. Es ist denkbar, dass die Flussauen der ursprüngliche oder einer der ursprünglichen Lebensräume der Art waren, und sie wie viele weitere Auen-Arten auch auf Kulturhabitate wie Grünland und Äcker überwechseln konnte, so dass die eigenen Daten sicher nur einen Teil der in der bayerischen Landschaft genutzten Habitate abbilden.

Innerhalb der untersuchten Lebensräume ist eine Bevorzugung des *Salicetum albae* in Einklang mit der Literatur. Die ISA weist keinen Wert aus. Ein Vorkommen in Bruchwäldern (CEA) kann für Bayern in Einklang mit den meisten Literaturfundstellen nicht bestätigt wird, allerdings fand sich die Art regelmäßig in Ohrweidengebüschen (sh. Abschnitt Bruchwald).

Badister bullatus wird in der Literatur vorwiegend als Art charakterisiert, die innerhalb der Gattung die geringsten Ansprüche an die Feuchtigkeit stellt, und daher in recht verschiedenen Lebensräumen vorkommen kann, „auch in relativ trockenen, sowohl im Wald wie im Offenland“ (Müller-Motzfeld 2006a). Darunter sind zwar u.a. auch feuchte Wälder und Ufer, aber auch trockenere Lebensräume wie „Trockenhänge, Trockenrasen, mäßig trockene Ruderalflächen, Hecken und Waldränder“ sowie „lichte halbtrockene Laubwälder“ speziell in Nordeuropa (Koch 1989). Auch Abbaustellen werden besiedelt (Burmeister 1989, Koch 1989). GAC (2009) stuft sie überwiegend als euryök, oder als Bewohner von Habitaten der Kulturlandschaft ab, speziell für das Alpenvorland werden auch lichte Wälder aufgeführt. Gleichwohl kommt sie zumindest auch in Feuchtlebensräumen vor (Burmeister 1939, Makolski 1952, Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996). Koch (1989) nennt für Mitteleuropa beispielsweise auch „Sumpfgelände“, Makolski (1952) „wärmegetönte Gebüsch in Gewässernähe“. Marggi (1992) sieht für die Schweiz einen Vorkommensschwerpunkt in „halbtrockenen, lichten Laubwäldern mit ausgeprägter Humusschicht“, sowie „auf Ruderalstellen mit Kies und Schotter“. Da sie Marggi (1992) zufolge „vollständige Beschattung nicht zu ertragen vermag“, kommt sie besonders in lichten Wäldern und an Waldrändern vor, ferner auch an „etwas feuchteren Stellen und an leicht überschatteten Ufern.“ Auch Luka et al. (2009) nennen u.a. „Übergangszonen“ und „gebüschreiche Vorwaldgesellschaften“. Barndt (1976) stellte sie in einem Gebiet Berlins vereinzelt sowohl im Pino-Quercetum als im Pruno-Fraxinetum fest. Hurka (1996) beschreibt sie für Tschechien und Slowakei als „indifferent gegenüber Schatten“ und in „trockenen bis nassen“ Lebensräumen vorkommend. Lindroth (1986) nennt für Skandinavien bevorzugt lichten Wald und Waldränder „mit einer dichten Laubschicht“, aber auch Offenland, und beides in eher trockener bis feuchter Ausprägung. In Polen werden „ein gewisses Maß an Luftfeuchte und Beschattung“ gefordert (Makolski 1952). Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Steppengesträuchschluchten“ und „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzonen, nicht der offenen Steppe. Sie ist „azidophob“ (Irmeler & Gürlich 2004).

Koch (1989) bezeichnet sie als „schwach hygrophil“, Luka et al. (2009) für die Schweiz als „mesophil“ in Bezug auf die Hygrophilie. Für das atlantische Schleswig-Holstein wird die Art als „mesohygrophil“ charakterisiert, innerhalb dieses Spektrums aber die trockeneren Bereiche bevorzugend (Irmeler & Gürlich 2004). In den Niederlanden (Turin 2000) werden zwar auch recht verschiedene Habitate regelmäßig besiedelt, „vor allem aber verschiedene Wälder und Gebüsch“, mit einer Vorliebe für feuchte bis nasse Wälder.

Köhler (2000) führt sie nicht in seiner Liste ripicoler Arten auf. Neu (2007) fand sie relativ stetig, aber stets nur gering abundant in Weich- und Hartholzauen des Rheins auf Sand und Schluff. Auch in anderen Aufnahmen aus Weich- und Hartholzauwäldern (Tietze 1966b, Lehmacher 1978, Handke 1993, Zawadzki & Schmidt 1994) ist sie oft vertreten, meist mäßig stetig und gering abundant, und z.T. auch in den Vergleichshabitaten. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) tritt sie ebenfalls mäßig stetig und stets gering abundant auf, ohne erkennbare Präferenz für eine bestimmte Feuchteausprägung. An temporären Feuchtestellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) war sie nicht vertreten.

Sie ist makropter und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000).

Plachter (1986a) stellte sie auf südbayerischen Kiesbänken nicht fest. In revitalisierten nordbayerischen Flussauen (Metzner 2004) trat sie relativ stetig auf, meist nur gering abundant und etwas abundanter v.a. in Bereichen mit teilweisem Gehölzbewuchs.

<i>Badister bullatus</i>	SAL: 112,4103 (<0,0001)	SAN> WHI> AW> FEUES >AB	MIN, FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	(2)	-; Höchster HT: SAL	n.t.
--------------------------	-------------------------	-------------------------	-----------------------------------	-----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Als Art lichter Laubwälder, die mittlere Feuchte präferiert und flugfähig ist, ist die Art eine regelmäßige Besiedlerin von Auwäldern, wenn auch offenbar selten oder nie in hohen Siedlungsdichten (möglicherweise also als „low density species“). Auch wenn sie daneben in erheblichem Umfang auch

andere Lebensräume wie Waldränder besiedelt, so werden Wälder, und dabei speziell zumindest mäßig feuchte, basenreiche Wälder doch präferiert. Auwälder sind, abgesehen vom Überflutungsgeschehen, nicht auf ganzer Fläche nass, so dass Arten der Auwälder auch nicht per se alle extrem hygrophil sein müssen. Die Literatur stellt den maximalen χ^2 -Testwert trotz Angaben, dass es sich um eine euryöke Art handele, zusammenfassend nicht grundsätzlich in Frage, doch erscheint angesichts des Vorkommens in terrestrischen Waldtypen eine Eigenschaft als Charakterart für Auwälder nicht zutreffend zu sein.

Stomis pumicatus besiedelt eine breitere Palette von Lebensräumen, die u.a. auch Äcker einschließt (Koch 1989, GAC 2009) und wird von Marggi (1992) als hygrophile Art lehmiger Böden charakterisiert. Lindroth (1986) beschreibt sie als Art mäßig feuchter, toniger Böden. Neben Feuchtgrünland und Kulturhabitaten kommt sie auch in Wäldern vor, da sie nach Hurka (1996) gegenüber Schatten indifferent ist, bevorzugt jedoch in lichten Wäldern oder gebüschreichen Offenbiotopen (Lindroth 1949, Lindroth 1986). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktkommen für Berlin in mesotrophen Laubwäldern, mit Nebenvorkommen in Feucht- und Nasswiesen.

Zulka (1994) fand sie in den Marchauen in ihrer höchsten Abundanz im trockenen Querco-Ulmetum, und in deutlich geringerer Abundanz in einigen der feuchten Auwald-Typen. In der Oberrheinaue (Gerken 1981) trat die Art ebenfalls nur im Querco-Ulmetum der Hartholzaue auf, und nicht in den Pappelforsten der Hartholz- und Weichholzaue. Auch Handke (1993) fand sie in allen vier untersuchten Hartholzauwäldern am hessischen Rhein, ebenso Tietze (1966b) im Hartholzauwald. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie überwiegend mit mittlerer Abundanz und Stetigkeit, sowohl in den untersuchten Weich- als auch den Hartholzauwäldern auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) war sie in mäßiger Abundanz vertreten. Sie ist flügeldimorph, aber überwiegend flugunfähig (Turin 2000).

Für das Gebiet der Wutachschlucht wurden von Kless (1961a) nur Funde in Kulturbiotopen des Offenlandes verzeichnet. Jans (1987) fand sie sowohl im Kalkbuchenwald wie im Eichen-reichen Luzulo-Fagetum, jeweils gering abundant. Im Schönbuch wurde sie neben Bachauen und dem Rand von „Schilfsümpfen“ auch in verschiedenen offenen und Wald-Lebensräumen gefunden, u.a. auch feuchten Waldlichtungen, und stets auf mergeligen oder lehmigen Standorten (Baehr 1980). In Naturwaldreservaten Baden-Württembergs (Trautner et al. 1998) trat sie nur in den beiden Eichen-Hainbuchenwäldern auf, besonders stetig und relativ am abundantesten im Stellario-Carpinetum des Oberrheintals. Müller (1983) fand sie sehr abundant im Eichen-Hainbuchenwald bei Freiburg. In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie in der Lichtphase eines collinen Esskastanien-Niederwaldes in allen drei Jahren nach dem Stockhieb auf. Auf Windwürfen Baden-Württembergs (Kenter et al. 1998) trat sie nur auf dem Windwurf im Jura auf, hier abundanter und stetiger im Windwurf als im Vergleichsbestand. Ähnlich ist es, bei allerdings geringer Stetigkeit und Abundanz, nach einem Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001).

In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) fehlt sie. Im Westsauerland (Lauterbach 1964) trat sie auch in einer „Fichtenschonung“ auf Kalk auf. Im Nationalpark „Hainich“ wurde sie von Brüggemann (2008) nur als Einzeltier auf einer Sukzessionsfläche gefunden. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) kommt sie vereinzelt vor. Von vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) fand sie sich nur in dem Reservat auf Basalt in geringer Abundanz. Aus dem Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) und dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise.

In osteuropäischen Eichen-Hainbuchenwäldern (Sustek 1983a, Kadar & Szel 1993, Magura et al. 1997b, Ködöböcz & Magura 1999, Ködöböcz & Magura 2005, Retezar et al. 2000, Sandor 2002) tritt sie in fast allen Aufnahmen in den primären Ausprägungen auf, aber stets nur vereinzelt, d.h. in geringer Abundanz und Stetigkeit.

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und gering abundant auf lehmigem Acker westlich München. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie mäßig stetig und gering abundant vertreten.

<i>Stomis pumicatus</i>	SAL: 98,0556 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALNS, SAL, PRF, WHI, SAN	Keine	-; Höchster HT: SAL	n.t.
-------------------------	---------------------------	-------------------------	---	-------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Es wird ein mäßig hoher χ^2 -Maximalwert für das Salicetum albae errechnet, gefolgt vom Salicion. Der relativ höchste Wert in der ISA ist nur gering, neben mineralisch beeinflussten versus rein organischen Feuchthabitaten wird für Weichholzaun-Standorte auf Ebene der HTS1 ein IndVal ausgegeben. Die Literatur würde eher auf einen Bezug zu den Hartholzaunen hindeuten, doch sind diese im Datenbestand nur schwach repräsentiert. Sie ist laut Literatur nicht auf Auenstandorte beschränkt, sondern tritt auch in manchen anderen Waldtypen als Pionier auf, doch scheint dieses Vorkommen gegenüber jenem in Auen an Bedeutung stark zurückzutreten.

Pterostichus gracilis besiedelt nach Koch (1989) in Deutschland „Moore, Sümpfe, Ufer sumpfiger Gewässer und nasse Wiesen“ und wird u.a. im *Sphagnum* gefunden, so dass Koch (1989) sie für tyrphophil hält. Marggi (1992) bezeichnet sie als Nassart, die in der Schweiz offene feuchte Biotope besiedelt, wie Ufer und Sumpfwiesen auf Lehmstandorten. Für Frankreich gibt du Chatenet (2005) „feuchte Wälder und schattige Sümpfe“ als Habitat an. Gemäß GAC (2009) besiedelt die Art v.a. Feuchtgrünland, nach Hurka (1996) Ufer und Sümpfe. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „hygrophil-silvicol“ ein. In Skandinavien „fordert sie ausgeprägte Lehmbeimischung“ und „reichlich Vegetation von Carices“ (Lindroth 1949). Dortige Funde in „Uferwäldern“ interpretiert Lindroth (1949) als vermutliches Winterquartier. Hurka (1996) beschreibt ihr Vorkommen als „sporadisch an Ufern und in Sümpfen“.

In den von Neu (2007) untersuchten Rheinauwäldern trat sie vereinzelt und v.a. in Weichholzauwäldern auf Schluff auf. Sie fehlt an (temporären) Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Barndt (1976) wies sie in Berlin in Flutrasen, Erlenbruchwald und Pruno-Fraxinetum nach. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) war sie nur vereinzelt vertreten. Handke (1996b) fand sie durch lang andauernde Überstauungen von Marschgrünland begünstigt. In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf trat sie nur als Einzeltier auf (Obertel 1972).

In Bayern ist die Art v.a. in den Flusstälern verbreitet (Lorenz 2004). Im Donaumoos fing Schüle (2004) nur ein Einzeltier. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie nur in Einzeltieren auf.

<i>Pterostichus gracilis</i>	SAL: 28,5764 (<0,0001)	AB>CEA>SAN> WHI=BRU	FH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSl, BRU	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------------	---------------------------	------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist gering, in der ISA wird überhaupt kein signifikanter Wert errechnet. Es ist angesichts der Literatur denkbar, dass die Art auch in Bayern weitere Lebensräume an Ufern, in Feuchtwiesen u.ä. Kulturhabitaten hat, doch könnte der Wert durchaus auch das präferierte naturnahe Habitat beschreiben, was jedoch der weiteren Überprüfung bedürfte.

Bembidion incognitum ist keine rein ripicole Art, sondern besiedelt ferner auch Schutthalten (Koch 1989). Marggi (1992) widerspricht für die Schweiz sogar überhaupt einer ripicolen Lebensweise, vielmehr komme die Art montan bis alpin „auf mäßig feuchtem Boden mit mäßiger Beschattung durch niedrigere Vegetation“ vor, u.a. auf alpinen Magerrasen und Almweiden, Ruderalstellen und an Schneerändern.

Ein eigener, nicht in die Auswertungen eingeflossener, da in den Alpen gelegener Fund liegt in einer mit Latschen bestandenen Lawinenrinne des Nationalparks Berchtesgaden.

<i>Bembidion incognitum</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
-----------------------------	---------------------------	-------------------------	----------------------------	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Es erscheint denkbar, dass die Art außerhalb der Alpen mehr oder weniger ripicol ist, und hier sind möglicherweise die dealpinen Wildflussaunen ihre Hauptheimat. Der χ^2 -Maximalwert für das Salicion albae steht dazu nicht in Widerspruch, wenn man den häufig gegebenen Wald-Offenland-Komplexcharakter der Wildflussaue und die o.g. Einschränkung der Daten in diesem Bereich berücksichtigt. Der Wert basiert auf einem Einzelfund. In der ISA wird kein signifikanter IndVal erreicht.

Elaphropus quadrisignatus gilt in der Literatur als Bewohner offenen Rohbodens an sandig-kiesigen Ufern einschließlich solchen in Abbaustellen (Hurka 1996, Koch 1989, GAC 2009). Marggi (1992) bezeichnet sie für die Schweiz als „eurytope Feldart“, und weicht damit von der Mehrzahl der anderen Fundstellen deutlich ab. Luka et al. (2009) geben für die Schweiz „Ufer und Feuchtgebiete“ und speziell „Ufer ohne Vegetation“ an, und bezeichnen die Art als stenotop und hygrophil. In den südlichen Niederlanden erreicht die Art den Arealrand und ist wie in Belgien rückläufig und selten, und auf sandige Kiesufer spezialisiert (Turin 2000).

Turin (2000) vermutet, dass sie wegen deutlich reduzierter Flügel überwiegend flugunfähig ist.

Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen regelmäßig und abundant auf trockenen und wenig bewachsenen, uferfernen Kiesbänken.

<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------------	---------------------------	-------------------------	------------------------------------	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der mittelhohe χ^2 -Maximalwert für das Salicion albae ist im Einklang, da es im Datenbestand stellvertretend für die Weichholz-/Wildflussaue steht. In der ISA wird kein Wert erzielt.

Amara schimperi kommt nach Koch (1989) an Auwald-Rändern und nach Hurka (1996) auch an Bergbächen, und hier auch auf Waldlichtungen vor. Müller-Motzfeld (2006a) beschreibt sie als „Bewohner der steinigen Sandufer und Schotterbänke, an Bachufern in höheren Lagen bis fast 1000 m.“ Hoess (2009) zufolge ist sie „streng an Kies-Sand-Bänke mit geringem Bewuchs gebunden.“

Pentermann (1989) fand sie in beiden von ihm untersuchten Weichholzauwäldern. Burmeister (1939) erwähnt Funde in Überschwemmungsgenist und nennt „Gärten, Auen und an Flussufern“ als Lebensraum.

Sie ist makropter (Hurka 1996).

<i>Amara schimperi</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------	---------------------------	-------------------------	------------------------------------	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Es handelt sich um eine Art der Wildflusssau, und der höchste errechnete χ^2 -Wert für die Weichholzaunen daher im Testkontext zutreffend. Die Tests der ISA ergeben für diese Art keinen Wert.

Harpalus progreadiens ist nach der ausgewerteten allgemeinen Literatur v.a. eine Auwald-Art, die von Hurka (1996) als Schatten-indifferent eingestuft, aber sowohl von Koch (1989) als auch Marggi (1992) als Art lichter Auwälder bezeichnet wird. Koch (1989) nennt auch „trockene Waldränder.“ Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Hartholzaue ein. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg wird sie indes von Trautner (1996a) nicht nur für Auwälder als Hauptvorkommen und frische und feuchte Laubwälder sowie Fließgewässerufer als Nebenvorkommen aufgeführt, sondern auch für kalkarme Magerrasen (als weiteres Hauptvorkommen). Hiermit könnten möglicherweise trockene Brennen im Auwald gemeint sein (vgl. Trautner 2000 mit einer Arbeit über die Trockenaue).

Detzel et al. (1993) führen sie von schluffigem und schlammigem Untergrund eines baden-württembergischen Auwaldgebietes an. In der Oberrheinaue wurde sie sowohl im Weich- wie im Hartholzauwald nachgewiesen (Wolf-Schwenninger & Schwenninger 1992 unveröff. in Trautner 2000, Trautner 2000).

Lik (2010) fand sie deutlich bevorzugt und in recht hoher Aktivitätsdichte in Hartholzwald (im Vergleich zu Feuchtwiese und Pappelforst, mit sporadischem Auftreten in Einzeltieren). Sustek (2003) stellte sie im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung erst nach der Regulierung fest. Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) nur aus dem Auen-Kontext gemeldet, u.a. aus Hochwassergenist und von Rhein-Vorländern. Pentermann (1989) fand sie in einem Weichholzauwald Kärntens. Mandl & Schönmann (1978) stufen die Art für Österreich indes als „arenophil“ ein.

Sie ist überwiegend brachypter, aber z.T. auch makropter und flugfähig (Hurka 1996).

<i>Harpalus progreadiens</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------------	---------------------------	-------------------------	------------------------------------	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die vom χ^2 -Verfahren indizierte höchste Präferenz für das Salicetum albae ist in Übereinstimmung mit dem von der Literatur vermittelten Bild. In der ISA wird dieselbe Ebene indiziert, allerdings nur als Trendwert.

Bei ***Badister meridionalis*** handelt sich um eine kritische Art, deren Fundangaben oft als überprüfungswürdig angegeben werden (Turin 2000, z.B. Hannig 2006b). Sie wird als Bewohner nasser Ufer, Auen, Sümpfe und Feuchtgrünland, sowohl Feucht- als auch Nasswiesen und „Überschwemmungswiesen“ charakterisiert (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Luka et al. 2009), der in „hochwassersicheren Lebensräumen überwintert“ (Müller-Motzfeld 2006a), wie u.a. unter Moos an Waldrändern (Makolski 1952). Makolski (1952) beschreibt den Lebensraum für Polen als „in Gewässernähe in offenen Bereichen, mit Präferenz für nasse Wiesen, die im Frühjahr überschwemmt werden.“ GAC (2009) nennt für die östlichen Mittelgebirge auch azidophile Wälder, Luka et al. (2009) unter den präferierten Habitaten auch „Laubwälder“; Wälder und „Übergangszonen“ werden dort besonders abundant besiedelt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“. In den Niederlanden wurde die Art bisher nicht nachgewiesen (Turin 2000), aus Schleswig-Holstein gibt es nur wenige, alte Funde und die Vermutung, dass es sich um eine Art der Auen handeln könnte (Irmeler & Gürlich 2004). Lindroth (1986) zufolge kommt sie „in offeneren Bereichen als *B. unipustulatus* und *B. lacertosus*, auf eher festem Boden in Wassernähe, z.B. auf Wiesen und an den Ufern eutropher Niedermoore“ vor, d.h. sowohl in lichterem Habitaten als auch „wahrscheinlich stets in Wassernähe“ (Lindroth 1974). Nach Makolski (1952) ist die Art „an Wasser gebunden“.

Meißner (1998) fand im Bultbereich eines Seggenriedes in Berlin nur ein Einzeltier. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr geringer Abundanz auf. An temporären Nassstellen der Agrarlandschaft beobachtete Brose (2000) nur ein Einzeltier. Sie ist makropter (Hurka 1996).

<i>Badister meridionalis</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------------	---------------------------	-------------------------	------------------------------------	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die ISA bleibt ohne Ergebnis, der Chi²-Test ergibt das Salicetum albae als Maximalwert. Wie zutreffend diese Testwert sind, kann angesichts der wenigen Funde wie der eher spärlichen Literatur, die u.a. auf dem kritischen Status der Art beruht, nicht abschließend beurteilt, aber das vorliegende höchste Testergebnis auch nicht verworfen werden.

Bembidion monticola gilt als Art kiesiger (Wirthumer 1975) und sandiger (Hurka 1996, Koch 1989) oder auch schluffiger bzw. lehmiger (Marggi 1992, GAC 2009, Baehr 1980) Fließgewässer-Ufer. Während diese nach Hurka (1996) unbeschattet sein sollten, gibt Marggi (1992) für die Schweiz an, die Art komme v.a. an schattigen Stellen vor.

<i>Bembidion monticola</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	---------------------------	-------------------------	------------------------------------	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Da sie Schotterufer bevorzugt, ist die durch den Chi²-Maximalwert angezeigt Präferenz für die Weichholzaue im Kontext des Datenbestandes plausibel (s.o.). In der ISA wird auf keiner Testebene ein Wert erzielt.

Bembidion obliquum ist eine Art feuchter, schlammiger oder feinsandiger (Wirthumer 1975), oligotropher Ufer meist eher träger Gewässer, gern auch auf An- oder Niedermoor-Standorten (GAC 2009, Koch 1989), wie z.B. auf Nasswiesen (Hurka 1996, Marggi 1992, Lindroth 1986). Köhler (2000) stuft sie als ripicol ein. Die Habitate sind in der Regel unbeschattet (Hurka 1996, Lindroth 1986).

In den ausgewerteten Aufnahmen aus Auwäldern (z.B. Neu 2007) und Bruchwäldern (z.B. Platen 1989, Platen 1991) fehlt sie weitgehend oder vollständig.

In dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoor-Komplex trat sie nicht auf, ebenso den von Dülge (1994) untersuchten organischen und mineralischen Feuchtgrünland-Flächen Nordwestdeutschlands. Auf den von Brose (2000) untersuchten temporären Feuchtstellen der Agrarlandschaft fehlte sie ebenfalls. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf.

Plachter (1986a) fand sie nur auf zwei der ihm untersuchten Kies- und Schotterbänken der Isar, beide mit Vorhandensein schlammigen oder lehmigen Substrats und nur wenig individuenreich, etwas abundanter ferner an den sandigen Ufern des Brombachs. Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen „meist auf Kies mit einem hohen Vegetationsdeckungsgrad“, u.a. auf einer „Totholzinsel“ und in einem Auwaldgehölz, aber insgesamt wenig stetig und abundant.

<i>Bembidion obliquum</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
---------------------------	---------------------------	-------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Das in der Literatur beschriebene Präferenzhabitat oligotropher Ufer war weitgehend nicht Teil des Untersuchungsansatzes, in den einbezogenen Niedermooren trat die Art nicht auf. Mit den von Wirthumer (1975) beschriebenen Präferenzen besteht Übereinstimmung. Die Art scheint sowohl im Kontext der Wildflussaue als auch bestimmten Fließgewässeruferräumen einen Teil ihrer Nische zu besitzen, von dem nur ein Teil in den Daten abgebildet ist.

Bembidion punctulatum ist eine Art kiesiger oder kiesig-sandiger Ufer (Hurka 1996, Marggi 1992, GAC 2009), z.T. mit Tonbeimischung (Wirthumer 1975).

Plachter (1986a) fand sie auf fast allen von ihm untersuchten Kies- und Schotterbänken von Isar, Lech und Donau, am abundantesten jedoch an den sandigen Ufern des Brombachs. Metzner (2004) bezeichnet für revitalisierte oberfränkische Auen als eine der Charakterarten der ufernahen Kiesbereiche“, die am verbauten Flusslauf vollständig fehlt. Er fand sie jedoch auch „uferfern auf schattigen, feuchten Kiesbänken (z.B. innerhalb von Weidensukzession auf Kies)“, und insgesamt relativ stetig, jedoch nur stellweise auch abundant.

<i>Bembidion punctulatum</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------------	------------------------	----------------------	-------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Das Salicetum albae steht stellvertretend für die Wildflussaue (s.o.), die Einstufung ist insoweit korrekt. Zumindest teilweise kommt sie auf in gehölzgeprägten Phasen der Wildflussaue vor, sofern die Standortsbedingungen zusagen. In der ISA wird kein Wert erzielt.

Nebria picicornis ist eine Art des Ufergerölls (GAC 2009) stehender und fließender Gewässer (Marggi 1992), die z.T. sogar Versteckplätze unter Wasser aufsucht (Burmeister 1939). Sie ist eine „wahrhaft ripicole Art“ (Ledoux & Roux 2005). Nach Horion (1941) kommt sie in Gebirgsgegenden, aber auch dealpin vor. Hurka (1996) zufolge sind die Habitate unbeschattet.

Sie ist makropter (Hurka 1996).

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) war sie stark auf den Oberlauf konzentriert, hier jedoch sehr stetig und recht abundant vertreten.

<i>Nebria picicornis</i>	SAL: 89,4990 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB>FEUES	FEUES, AB, AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
--------------------------	------------------------	----------------------	------------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Auch bei dieser Art muss das SAL als Stellvertreter der Wildflussaunen einschließlich offener Kiesbänke verstanden werden, in denen die Art aus dem Uferhabitat auch in teilweise beschattete Bereiche eindringt (z.B. in Durchdringungskomplexen).

Bembidion femoratum ist ein „mäßig hygrophiler“ (Lindroth 1986) Bewohner vor allem der Rohboden-Ufer unterschiedlicher Feuchtigkeit, v.a. lehmig-sandiger (Marggi 1992, Hurka 1996), bzw. lehmiger, schluffiger und kiesiger (Lindroth 1986), unbewachsener (Baehr 1980) Stellen, oder aber solchen mit Vegetation (Luka et al. 2009). Obwohl Lindroth (1986) zufolge bevorzugt Flussufer besiedelt werden, und an zweiter Stelle Stillgewässer-Ufer, führt Köhler (2000) sie nicht als ripicol. Neben Ufer-Habitaten und kleinen Feuchtstellen (Baehr 1980) und Abbaustellen wie Lehm- und Kiesgruben (Lindroth 1986, Baehr 1980) werden auch Habitate der Kulturlandschaft (GAC 2009) einschließlich trockener Habitate wie trockener Äcker (z.B. Spargelfelder, Rethmeyer 1989), Ruderalflächen und sogar Dünen (Koch 1989) als Lebensraum genutzt (sh. auch bei den Kiefernwäldern). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Ackerunkrautfluren und Nebenvorkommen in „ausdauernden Ruderalfluren“, sowie weitere Haupt- und Nebenvorkommen in „hygrophilen Therophytenfluren“ und Kriechpflanzenrasen“. Gersdorf (1937) nannte für Mecklenburg feuchten Rohboden verschiedene Bodenarten (Lehm, Sand), Äcker auch auf bindigen Böden sowie Lichtungen in Laubwäldern und Parks. Gehölzhabitate werden nur in sehr jungen Stadien besiedelt (Neumann 1971b, Szyszko 1983).

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. In den Niederlanden liegen die Funde in Gehölzhabitaten wie feuchten Gebüsch und Eichen-Hainbuchenwäldern, die meisten Fundstellen jedoch an Ufern und in Poldergebieten. Hejkal (1990) fand sie in einem

nordböhmisches Feuchtgebiet auf weitgehend unbewaldeten früheren Diatomit- und Torfabbauf Flächen.

Auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel mit Heide- und Küsten-Habitaten konnte sie eine Population aufbauen (Topp 1988). Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010). Beides spricht für sehr gute Pionier-Eigenschaften. Nach Trautner (1993) überwintert die Art im weiteren Umfeld des Jahreslebensraumes, „z.B. an Hecken und Waldrändern.“

Plachter (1985) fand die Art im unteren Brombachtal vereinzelt in Sandmagerrasen, die „inselartige“ Kiefern-Pionierbestockung und Ginstergebüsche aufwiesen, pionierartigen Feuchtgebüschen wechselfeuchter Bereiche, und in sehr hoher Aktivitätsdichte an einem Sandufer. Plachter (1986) stellte sie stetig, z.T. auch abundant, an Kiesbänken der Isar (sowie an Lech und Donau) fest. In revitalisierten oberfränkischen Auen trat sie stetig und z.T. abundant auf, v.a. in Bereichen mit geringer Deckung, meist „stark versandeten Kiesbänken“ (Metzner 2004).

<i>Bembidion femoratum</i>	SAL: 87,7997 (<0,0001)	Au/Bruch: SAN>WHI>AW> AB>FEUES; zusammen: SO>SAN>WHI> TRSS>AW	WS: neg. FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN, TRSS, SO	n.t.	Kiefer; Höchster HT: SAL	n.t.
----------------------------	------------------------	---	--	------	--------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Neben Funden im SAL, die den maximalen Chi²-Wert darstellen, wurde sie auch auf offenen Sandflächen gefunden. Als Bewohner offener Feuchtlebensräume unterschiedlicher Beschaffenheit, als den sie die Literatur ausweist, ist die Nische der Art im Datensatz sicher wiederum nur teilweise repräsentiert, aber immerhin beide Teilaspekte (ripicol, offene nichtripicole Habitate) repräsentiert.

Bembidion illigeri ist eine Art unbeschatteter (Hurka 1996), feuchter, sandig-lehmiger bzw. sandig-schlammiger Rohboden-Ufer (Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009, Burmeister 1939, Beier & Korge 2001) und nach Marggi (1992) auch speziell periodisch überfluteter Ufer, Luka et al. (2009) zufolge solcher mit Vegetation, nach Lindroth (1986) solcher mit weniger oder spärlicher Vegetation. Gersdorf (1937) führte sie für Flussstrand, Steilküste, Sand- und Lehmgruben auf. Auch Lindroth (1986) erwähnt Tongruben als Habitat, und auch Barner (1949) betont das „auffallend häufige“ Vorkommen in alten Ziegeleien, ebenso Beier & Korge (2001). Baehr (1980) beschreibt sie für den Schönbusch als „ausschließlich auf Lehm- und Tonboden vorkommende Art“, dabei zwar an kleinen Feuchtstellen, aber „nicht in Gewässernähe“ und „niemals in dichter Vegetation“, sondern an „offenen, spärlich bewachsenen Stellen“, u.a. auf „Sumpfwiesen und feuchten Lichtungen.“ Müller-Motzfeld (2006a) bezeichnet sie als „auf Lehmböden häufig“. Wirthumer (1975) führt „letztige Flussufer, aber auch auf Lehmboden und lettigen Suhplätzen von Wild und Weidevieh“ auf. Nach Turin (2000) werden „feuchter Lehmboden und lehmiger Sand mit einer offenen Mosaikvegetation aus Gräsern, meistens nahe am Wasser“ besiedelt. Auch Burmeister (1939) erwähnt Grasbüschel als Fundorte. Bevorzugt werden lehmige bzw. tonige [clayey] Stellen besiedelt, wo die Bodenoberfläche „etwas ausgetrocknet und rissig“ ist (Lindroth 1986), also wechselfeuchte, tonige Standorte. Für Nordwestfalen nennt Barner (1949) „sehr feuchten Boden auf Lehm, Ton und Mergel, hier besonders gern auf nacktem, fast unbewachsenem Boden.“ Ferner werden auch Hänge mit herausdrückendem Wasser (Lindroth 1986) bzw. Quelltümpel-Ufer kiesig-sandiger oder lehmiger Standorte (Burmeister 1939) als Habitat genutzt. Irmeler & Gürlich (2004) zufolge bevorzugt die Art in Schleswig-Holstein „offene, sterile Lehmböden“, „häufig an oberflächlich mehr oder weniger trockenen Stellen mit Rissen“, die als Verstecke genutzt werden; sie halten ein Vorkommen (auch?) „an periodisch überströmten Ufern von Fließgewässern“ für denkbar. Köhler (2000) listet sie nicht als ripicol.

Burmeister (1939) erwähnt Vorkommen auch auf Waldlichtungen, Barner (1949) auch feuchte Waldwege. In den Niederlanden (Turin 2000) wurde sie neben sandigen Äckern und Strauchvegetation auch im Eichen-Hainbuchenwald gefunden. Auch in Italien wurde sie vereinzelt im Eichen-Hainbuchenwald nachgewiesen (Brandmayr & Brunello Zanitti 1982).

In den von Neu (2007) untersuchten Weich- und Hartholzauwäldern auf sandigen und schluffigen Standorten des Rheins trat die Art nicht auf, und fehlt in den meisten Aufnahmen aus Auen-Habitaten

dieses Flusssystem (Gerken 1981, Zawadzki & Schmidt 1994, Handke 1993, Lehmacher 1978). Ludewig (2007) führt sie abundant für Uferhabitate eines regulierten Abschnitts mit Abgrabungsflächen auf. In den Aufnahmen aus der mittleren Elbaue (Gerisch & Schanowski 2009a) fehlt sie. Auch in den osteuropäischen Flussauen (Zulka 1994, Sustek 2001, Sustek 2003) trat sie nicht auf.

An temporären Feuchtstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) trat sie nicht auf. Trautner (2006) fand sie mäßig stetig an Wildschwein-Suhlen in Wäldern Baden-Württembergs und bezeichnet auf sie als „typischen Störstellen-Besiedler.“

Auf einer mit Schweinen beweideten Eichen-Hainbuchenwald-Fläche Nordwestbayerns (Dolek et al. 2009), die also zahlreiche Rohboden-Stellen aufweist, trat sie indes nicht

Plachter (1986) fand sie nur an einem der Flussabschnitte der Isar, der u.a. durch Kiesgruben geprägt ist. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur an einer uferfernen Fangstelle.

<i>Bembidion illigeri</i>	SAL: 43,8025 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> (AB)	(AB), AW, SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
---------------------------	------------------------	------------------	-------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die Verbreitung in Bayern (Lorenz 2014) ist in den Flusstälern gehäuft, aber nicht auf diese beschränkt. Die zwei Funde im Datenbestand stammen beide von Ufern. Der geringe Chi²-Maximalwert zeigt korrekter Weise an, dass die Affinität nicht hoch ist, was plausibel ist, da sie nicht ripicol ist. Hinzu kommt, dass laut Literatur unbeschattete Flächen deutlich präferiert werden, die sich im Datenbestand nicht finden (s.o.). Funde in anderen lehmigen Habitaten, wie auch Wäldern (wie speziell Eichen-Hainbuchenwäldern) liegen im Datenbestand nicht vor, und wären wohl v.a. in sehr lichten Phasen zu erwarten..

Bembidion varium ist eine stark hygrophile Art, die Sand und Schotterstandorte meidet und „stark humosen Boden“, oder aber Salz-beeinflusste Standorte besiedelt (Burmeister 1939). In Norddeutschland lebt sie auf Kleiboden [= mildem Ton] oder wiederum halotolerant auf Salzwiesen (Koch 1989). Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) werden Fließ- und Stillgewässerufer als Hauptvorkommen und Auwälder, „Sumpf-/Bruchwälder“, „Niedermoore/Sümpfe“ sowie Röhrichte als Nebenvorkommen aufgeführt. Rein mineralische Böden scheint sie nach Irmiler & Gürlich (2004) in Schleswig-Holstein zu meiden. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Vorkommen für Berlin als Schwerpunkt vorkommen in „hygrophilen Therophytenfluren“, mit weiterem Hauptvorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“ und Nebenvorkommen in „Kriechpflanzenrasen“. Nach Lindroth (1949) kommt sie in Skandinavien „ausschließlich auf nassem, weichem Lehmboden in offener, sonnenexponierter Lage vor, der im Sommer oft austrocknet.“

Spang (1996) fand sie in der Rheinaue regelmäßig in überfluteten Auwäldern und an Ufern, Ludewig (2007) in der hessischen Rheinaue bevorzugt an Ufern, sowie in Nasswiesen und Röhrichte. Sie kommt mäßig stetig, aber dann z.T. individuenreich, in temporären Nassstellen der Agrarlandschaft vor (Brose 2000), und wird von diesem als Art vegetationsarmer Ufer und spezialisierte Art der Nassstellen eingestuft. Wirthumer (1975) nennt „Feinsand an Ufern größerer Flüsse“ als Habitat. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie mäßig abundant auf. In den zahlreichen Arbeiten über Bruchwälder fehlen Nachweise der Art weitgehend. Möglicherweise liegt das Vorkommen in CEA bevorzugt in solchen mit Bezug zu Auen (Stegner 1999). Bezdek et al. (1997) und Bezdek (2002) melden die Art aus Tschechien aus einem Bruchwald, fanden sie dort aber nur mit Licht-, nicht mit Bodenfallen.

Die Art wurde von Plachter (1983) auch in einer Tongrube gefunden. Plachter (1986) beobachtete sie vereinzelt an Kiesbänken der Unteren Isar, des Lechs und der Donau. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur als Einzeltier.

<i>Bembidion varium</i>	SAL: 43,8025 (<0,0001)	CEA>SAN>WHI =BRU>AB	FH, AB, AW, SAL, CEA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	n.t.	-.; Höchster HT: SAL	n.t.
-------------------------	---------------------------	------------------------	---	------	-------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste χ^2 -Testwert für die Weichholzaue ist gering und wird vom CEA gefolgt. Insgesamt sind wenige Funde im ausgewerteten Datenmaterial, u.a. ein individuenreiches Vorkommen im Tiergartenmoor bei Würzburg. Über die in der Literatur erwähnte, mögliche Affinität zu organisch-mineralischen Misch-Böden wäre ein Bezug zum Auwald und Bruchwald denkbar, die geringe Datenbasis erlaubt indes kein abschließendes Urteil, außer, dass es offenbar andere Faktoren als jene sind, die der gewählten Habitattypengliederung zugrunde liegen, die über das Vorkommen der Art entscheiden. In der ISA wird kein signifikanter Wert errechnet.

Ophonus laticollis ist gemäß Literatur v.a. eine Art lichter, warme Habitate, v.a. (lichter) (Laub)Wälder (GAC 2009, Region „östliche Mittelgebirge“, Koch 1989, Marggi 1992). Die Art ernährt sich als Adulttier wie viele Vertreter der Gattung von Umbelliferen-Samen (Koch 1989, Brandt & Zetto Brandmayr 1991). Nach Hurka (1996) ist die Art schattenindifferent und besiedelt „Wiesen, Gebüschhabitate, Wälder, v.a. Waldränder.“ Kaiser (2004) beschreibt das Habitat als „in offenen und beschatteten Lebensräumen auf kalkhaltigem, humosen Lehmboden (Kalktrockenrasen im Umfeld von lichten Wäldern, Waldrändern, Hochstaudenfluren etc.).“ Sie scheint Kalkhabitate zu bevorzugen (Lindroth 1949, Koch 1989 für Hessen, Kaiser 2004). Nach Müller-Motzfeld (2006a) lebt sie „meist in plus/minus beschatteten Habitaten wie Nass- und Feuchtwäldern, an Wald- und Gehölzrändern u.ä., bis in alpine Lagen“ und hier im trockenem wie ruderalen Offenland. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“, mit Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. Stegmann (2002) vermerkt für ein mecklenburgisches Gebiet, dass „alle Funde im Randbereich von Wäldern oder Gehölzen liegen.“

Haupt-Fundorte in Skandinavien sind „von Sträuchern oder lichten Laubbäumen mäßig beschattete Stellen mit +- reichlicher Krautvegetation“ (Lindroth 1949). Lindroth (1974) nennt für Großbritannien „offene, trockene, oft leicht beschattete Standorte, normalerweise auf kalkreichen Böden.“ Für Frankreich führt du Chatenet (2005) für die als „selten“ bezeichnete Art Kalkstandorte und Waldrand als Lebensraumsprüche auf. Funde in den Niederlanden liegen in Eichen-Hainbuchenwäldern und Extensivgrünland mit hoher Krautvegetation (Turin 2000). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „arvicol-ripicol“ ein.

Müller-Motzfeld (2004) führt die Art als „thermophil“. Roubal (1934) führt sie in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Sie wird für die Niederlande als „sehr thermophil und gemäßigt xerophil“ eingeschätzt (Turin 2000). Marggi (1992) beschreibt die Art in der Schweiz als „meso- bis xerophil.“ Lindroth (1949) zufolge ist sie in Skandinavien „weniger xerophil“ als viele andere Gattungsvertreter und „fordert stärkeren Einschlag von Humus, gern auch Lehm, in der Erde“, dies aber dennoch „meist auf kiesigem Untergrund.“

Hurka (1996) bezeichnet die Feuchtigkeitsansprüche für Tschechien und Slowakei als „tolerant gegenüber Feuchtigkeit.“ Nach Barndt (1981, in Marggi 1992) ist die Art nicht nur thermo-, sondern zugleich auch hygrophil und hat in Berlin Schwerpunktorkommen in Feucht- und Nasswäldern, so im Pruno-Fraxinetum der Pfaueninsel (Barndt 1976). Dies deckt sich mit der Einstufung von Beier & Korge (2001) für ein Gebiet bei Potsdam: „Laubwälder. Unter den *Ophonus*, die heiße und trockene Offenflächen besiedeln, ist diese Art die Ausnahme. Sie lebt an grundwassernahen Standorten (aber nicht im Überflutungsbereich); der Traubenkirschen-Eschenwald ist der Optimalbiotop.“

Die Art verträgt möglicherweise keine landwirtschaftliche Nutzung (Irmeler & Gürlich 2004). In Großbritannien heißt die Art „set-aside downy back“, was ungefähr mit „Brachland-Haarschnellläufer“ oder „Nutzungsfrei-Haarschnellläufer“ übersetzt werden könnte, und ist stark rückläufig (Telfer 2009). Telfer (2009) berichtet von einem im Detail untersuchten Vorkommen, das auf einen schmalen Saum entlang von Hecken begrenzt ist. Irmeler & Gürlich (2004) fanden die in Schleswig-Holstein vom Aussterben bedrohte Art auf Brachen und in Hecken mit Randstreifen. In Nordwesteuropa (Niederlande, Belgien, Nordwestdeutschland) ist die Art rückläufig (Lam 1994, Turin 2000, Kaiser

2004, Irmeler & Gürlich 2004), was angesichts ihrer Thermophilie und steigenden Jahresdurchschnittstemperaturen bemerkenswert ist.

Ludewig (2007) fand sie in einem rheinhessischen Feuchtgebiet auf Dämmen, Nasswiesen, Röhrichten und im Wald, Bonn (2000) sie in zwei der vier untersuchten Elb-Auwälder, in höherer Abundanz als in den sommertrockenen Auenwiesen. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie überwiegend eher vereinzelt auf, etwas stetiger in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern, und im Hartholzauwald nur auf Sand, nicht auf Schluff. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nicht auf.

Im mährischen Karst wurde sie an einem „Laubwaldrand mit reichem Unterwuchs des Verbandes Carpinion“ gefunden (Stastna & Bezdek 2001). In den Wäldern der Waldsteppenzone fanden Arnoldi & Ghilarov (1963) sie im Steppenwald, nicht jedoch in offener Steppe und auf Waldwiese, in der Steppenzone (Ghilarov 1961) trat sie nur in den künstlichen Gehölzen und weder der Natursteppe noch den auf Schluchten beschränkten, natürlichen Gehölzbiotopen auf.

Im NSG „Staffelberg“ der Nördlichen Frankenalb (ASW 1989) trat sie in einem „lichten Wald“ und einer Hasel-Hecke auf. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur an einer Probestelle, dort relativ stetig, aber abundanter nur an einer Stelle mit Baumbewuchs.

<i>Ophonus laticollis</i>	SAL: 28,5764 (<0,0001)	SAN>WHI	SAL, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
---------------------------	------------------------	---------	---------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Test ist in Übereinstimmung mit der Literatur, auch die Ersatzhabitate auf Brachflächen usw. sind dazu kein Widerspruch. Die vorliegenden Funde in Bayern liegen alle im Auen-Kontext: Demuth (1997) fand die Art einem Silberweiden-Auwald und einem Altwasserbereich bei Bamberg, Metzner (2003) in einer in Sukzession befindlichen Renaturierungsfläche des Mains, Lorenz (2001) in einem lichten Auwald des Ilz-Gebietes im Bayerischen Wald. Ein nach Datenschluss erfolgter Fund in einem strukturreichen, feuchten Wald aus Weichlaubhölzern im Isartal bei Landshut ist mit einer Zuordnung zum Habitat Auwald ebenfalls in Einklang. Die ISA ergibt keinen Wert.

Entscheidend für die Habitateignung dürfte nach dem Bild aus der Literatur wohl hauptsächlich die Vegetationsstruktur sein, die sich zumindest teilweise aus lichten Gehölzbeständen zusammensetzen muss, die mit ungenutzten Offenland-Flächen vernetzt sind. Obwohl thermophil, werden feuchte Lebensräume bevorzugt, so dass die Art wohl nicht (zumindest nicht ausgesprochen) xerophil ist. Möglicherweise besteht v.a. in kontinentaleren Teilen der Verbreitung (Berlin/Brandenburg, s.o., auch Bayern) eine Bindung oder stärkere Bevorzugung feuchterer Standorte.

Wildflussauen-Standorte (intakt) (WHI)

***Asaphidion flavipes* (agg.)** ist ein Artaggregat. Hinter den meisten Funden dieser Art in Wäldern dürften sich v.a. die beiden Arten *A. curtum* und *A. austriacum* verbergen (s.u.), in den Flussauen speziell *A. austriacum*.

Die zwei anderen Arten des Aggregats sind laut Literatur vorwiegend Offenland-Arten. *A. flavipes* s.str. besiedelt v.a. sandige und schluffige, feuchte Offenland-Habitate, oft in Auen (Luff 1998, Turin 2000) und kommt z.T. in leicht beschatteten Standorten wie Waldrändern vor (Hurka 1996). *A. stierlini* ist eine atlantisch - mediterrane Art, die xerophil v.a. sandiges Offenland an Küsten (Luff 1998, Turin 2000) und „seltener Dünenwälder im Küstenbereich“ besiedelt. Apfelbeck (1904) kannte sie aus Griechenland. Sie ist aus Deutschland erst seit kurzem bekannt, u.a. von einer Industriebrache in NRW (Schüle 2002). In Großbritannien ist sie trockenheitsliebender als die Schwesternarten (Luff 1998). Irmeler & Gürlich (2004) stufen *A. flavipes* s.str. für Schleswig-Holstein als Offenland-Art ein, *A. curtum* als „silvicole und azidophile Art“ (vgl. im Abschnitt Schluchtwald). Wiederholt wurde *A. curtum* in verschiedenen „Landwäldern“ gefunden, so im Eichenbestand der Waldklimastation „Rothenbuch“ des Spessarts. Es ist wohl davon auszugehen, dass zumindest die meisten Funde des *A. flavipes*-Komplexes im geschlossenen Wald entweder *A. curtum* oder *A. austriacum* zuzuordnen sind, da *A. flavipes* s.str. wie *stierlini* v.a. Arten des Offenlandes sind, und letzterer auch in Bayern und seinen Nachbarländern bisher nicht nachgewiesen wurde (Turin 2000).

A. austriacum ist ein Auenbewohner, der nach Hurka (1996) Auwälder auf sandigen Böden, nach Marggi (1992) sterile, leicht bemooste Sandufer besiedelt. GAC (2009) nennt beide Habitats, Auwälder und sandige-schluffige Ufer; andere Feuchtwälder als Auwälder, insbesondere Bruchwälder, werden nicht erwähnt. Hurka (1996) nennt Wälder als Habitat, nicht speziell in Auen. Trautner (1996a) führt im Zielartenkonzept Baden-Württemberg für *A. austriacum* Auwälder und Fließgewässerufer als Hauptvorkommen auf (keine Nebenvorkommen) Trautner (1994a) stuft die Art ebenfalls für Baden-Württemberg als Zielart speziell für die Weichholzaue ein.

Detzel et al. (1993) melden sie (zusammen mit *Elaphrus aureus*) aus einem Silberweiden-Auwald mit *Equisetum*-Bestand auf schluffigem Standort. Handke (1993) fing sie in allen vier untersuchten Hartholzauwäldern am hessischen Rhein, auf zwei der Flächen syntop mit *A. curtum*. In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena tritt sie praktisch nur im Weidengebüsch auf, nicht den offenen (Ufer)lebensräumen. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie sowohl im Weich- wie auch im Hartholzauwald auf. Höchste Dominanzen traten dort im Weichholzauwald auf Sand auf, im Übrigen ist aus den Fängen aber keine Präferenz zwischen Weich- und Hartholzauwald zu ersehen. Im westlichen Österreich wird sie von Brandstetter et al. (1993) mehrfach aus Auwald und Auen-Kontext gemeldet, u.a. auf Sand und Kies.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) fehlte sie.

<i>Asaphidion austriacum</i>	WHI: 364,4465 (<0,0001)	SAN>SAL>AW> AB>FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, SAL, FRU, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
------------------------------	----------------------------	-------------------------	---	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die sehr hohen χ^2 -Werte für intakte Weichholzaunen stimmen mit den Literaturangaben gut überein. Auch in der ISA erreicht die Art auf fast allen Testebenen signifikante Werte, die höchsten auf HT-Ebene für die Wildflussaue, auch den weiteren Ebenen für Weichholzaue, Salicion, Auen und mineralisch beeinflusste Feuchthabitats.

Trechus obtusus besiedelt verschiedene Wälder (GAC 2009, Hurka 1996), v.a. mesophile Laubwälder (Barndt 1981, Irmiler & Gürlich 2004) oder „feuchte Laubwälder und Flussauen“ (Koch 1989). Sie ist zumindest in Teilen Deutschlands und angrenzender Länder nicht auf Wald als Lebensraum beschränkt (Koch 1989, Hurka 1996, Irmiler & Gürlich 2004, GAC 2009) und besiedelt u.a. auch Sümpfe, schattige Feuchtwiesen, hochmontan auch Hochheiden (Koch 1989). Speziell für Hessen werden auch „Hochmoore“ von Koch (1989) genannt; die Art tritt im Übergangsmoor des Vogelsberges auf (Scherf & Drechsel 1971 in Frisch 1995), erweist sich im Roten Moor als einzigem echten Hochmoor Hessens aber als silvicol und tyrphoxen (Frisch 1995). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in ausdauernden Ruderalfluren, mit weiterem Hauptvorkommen in mesotrophen Wäldern und Nebenvorkommen in Feucht- und Nasswäldern. Nach Alf (1990) wird mittlere Feuchte (Stufe 5) bevorzugt, „stark vernässte Waldböden werden gemieden“ (Frisch 1995).

Z.T. tritt die Art auch in terrestrischen Wäldern auf (s.o.). In einem sauerländischen Schluchtwald auf Kalk (Rehage & Feldmann 1977) war sie abundant vertreten. Steinweger (2004) stellte sie im Westerwald im Buchenwald (LF) und auf einer Verjüngungsfläche fest. Im Nationalpark „Hainich“ (Brüggemann 2008) war sie nur zweimal in Einzeltieren im Kalkbuchenwald vertreten. In alten Buchenwäldern Nordostdeutschlands (Winter 2005) tritt sie hingegen relativ stetig und z.T. relativ abundant auf. In vier hessischen Naturwaldreservaten mit Buchen-Dominanz (Flechtner et al. 1999/2000, Dorow et al. 2001/2004, Dorow & Kopelke 2006/2007, Dorow et al. 2009/2010) tritt sie in den basenreicheren abundant, in den bodensauren mäßig abundant auf. Im Kellerwald-Edersee-Gebiet (Schaffrath 1999, Fritze 2013) wurde sie nur einzeln gefunden, aus dem Reinhardswald (Schaffrath 2001) fehlen Nachweise.

In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Rehage & Renner 1981) wurde sie überwiegend nicht gefunden. Falke et al. (2000a) fanden sie mäßig abundant in einem Eichen-geprägten Hutewald auf bodensaurem Buchenstandort (sowie

abundanter in einer Wacholderheide), Falke et al. (2000b) im Mosaik einer Hutelandschaft in allen untersuchten Lebensraum-Ausschnitten einschließlich Eichen-Hainbuchenwald und bodensaurem Eichenwald auf Buchenstandort, am abundantesten im frischen, aber nicht feuchten Eichen-Hainbuchenwald.

In baden-württembergischen Wäldern tritt sie vereinzelt in verschiedenen Waldtypen auf (AF, Scheurig et al. 1996, SC, Trautner et al. 1998), sowie abundant an einer sehr feuchten Stelle eines hochmontanen Reservates (Trautner et al. 1998). Kless (1961b) fand sie in der Wutachschlucht nur an Uferhabitaten. Im Schönbuch ist sie „in offenen Auwälder sehr häufig“, sowie regelmäßig an feuchten Rändern von Buchenwäldern zu finden (Baehr 1980).

Auf den von Kenter et al. (1998) untersuchten Windwurfflächen fehlte sie. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie abundant und stetig auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Sie ist flügeldimorph und wohl regional z.T. ganz flugunfähig (Turin 2000).

In den von Neu (2007) untersuchten Weich- und Hartholzauwäldern trat sie nur in Einzeltieren auf. In vielen Arbeiten über Flussauwälder fehlt die Art (z.B. Lehmacher 1978, Handke 1993, Zawadzki & Schmidt 1994, Zulka 1994a, Sustek 2008). In temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft fehlt die Art ebenfalls (Brose 2000). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßiger Abundanz auf. Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) häufig aus Weiden- und Erlen-Auwäldern und Hochwassergenist gemeldet, z.T. auch unter Steinen in der alpinen Stufe.

In Skandinavien tritt sie ebenfalls v.a. in mäßig feuchtem, lichtem Laubwald und ähnlichen Lebensräumen auf (Lindroth 1986), wie z.B. „nicht selten im Schatten von Salixsträuchern oder licht stehenden Bäumen“, aber in den Fjelden auch oberhalb der Waldgrenze, und in Island als „sehr ausgeprägte Wiesenart“ (Lindroth 1949). In den Niederlanden tritt sie mit höchster Abundanz und Stetigkeit in feuchten bis nassen Laubwaldtypen auf (Turin 2000).

Lindroth (1949) zufolge kommt sie „in Mitteleuropa vorwiegend montan und subalpin“ vor. Die Angabe beruht u.a. auf den Ausführungen von Horion (1941), der allerdings auf die Problematik der vielfach seinerzeit unzureichenden Trennung von *T. quadristriatus* hinwies. Das Höhenprofil beispielsweise der Schweizer Vorkommen hat einen montanen bis subalpinen Schwerpunkt, erstreckt sich aber von der collinen bis in die subalpine (und schwach die alpine) Stufe (Luka et al. 2009). Die Verbreitung in Mitteleuropa hat keine montane Tönung. So ist die Art beispielsweise in den Niederlanden in verschiedenen Lebensräumen und allen Landesteilen weit verbreitet (Turin 2000).

Plachter (1986) fand die Art relativ stetig, wenn auch meist wenig abundant, an Kiesbänken der Isar. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie nur vereinzelt und überwiegend wenig abundant vertreten.

<i>Trechus obtusus</i>	WHI: 184,8712 (<0,0001)	SAN>SAL>AW> AB>FEUES	FH, LBW, MIN,WS, FEUES, AB, AW, ALN,SAL, EF, WHI, SAN	Keine	-; höchster HT: SAL	n.t.
------------------------	-------------------------	----------------------	---	-------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der maximale Chi²-Wert weist intakte Weichholzaunen aus, auch in der ISA werden Salicion und Weichholzaunen mit mäßig hohen IndVal angezeigt. Das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern (AB) erzielt einen höheren Wert als jenes aus Au- und Eichen-Hainbuchenwald-Standorten (FEUES).

Bembidion decorum gilt als ripicole (Köhler 2000) Art unbeschatteter (Hurka 1996), unbewachsener (Marggi 1992), kiesiger (Koch 1989, Marggi 1992, Lindroth 1986, Wirthumer 1975, Horion 1941), aber auch sandig-schlammiger (Burmeister 1939) Uferflächen. Baehr (1980) fand sie selten an Bachschotter und einem Baggersee und hält sie wie Horion (1941) für montan. Sie fehlt in der norddeutschen Tiefebene, ist aber in Südbayern und beispielsweise am Mittelrhein „gemein“ und dringt aus den Mittelgebirgen z.T. in die Ebenen (Horion 1941).

In den Aufnahmen aus Rhein-Auwäldern (Neu 2007) und verschiedenen Feuchthabitaten in der rheinhessischen Rheinaue (Ludewig 2007), sowie den umfangreichen Aufnahmen aus offenen Flussauen der Mittel- und Oberelbe (Gerisch & Schanowski 2009a) fehlt sie. Siepe (1989) fand sie v.a. in den dem Fluss nächsten Bereichen seiner Catena am Oberrhein. In den Aufnahmen tiefergelegener Auenstandorte des Oberrheins von Spang (1996) fehlt sie.

Plachter (1986) stellte sie sehr abundant und stetig auf allen von ihm untersuchten Kiesbänken der Isar, sowie an Lech und Donau fest. Metzner (2004) bezeichnet sie in revitalisierten oberfränkischen Auen für eine „Charakterart der ufernahen Kiesbereiche am Obermain.“

<i>Bembidion decorum</i>	FRU: 451,4994 (<0,0001)	SAN>WHI>AW> AB	FEUES, AB, AW, FRU, WHI, SAN	n.t.	-; Höchster HT: FRU
--------------------------	-------------------------	----------------	------------------------------	------	---------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der Chi²-Maximalwert ist sehr hoch und erklärt sich dadurch, dass das Fraxino-Ulmetum nur mit wenigen Datensätzen vertreten ist und die Art nur hier auftrat. In der ISA wird kein Wert indiziert. Eine tatsächliche Affinität zum Hartholzauwald erscheint im Lichte der Literatur fraglich, ebenso zum Auwald.

Bachauwald (Alnion)

***Pterostichus nigrita* (s.str.)** ist eine kritische Art, deren ältere Angaben zumindest teilweise *P. rhaeticus* einschlossen (Koch 1984, sh. Kapitel 2.1.3.). GAC (2009) klassifiziert *P. nigrita* allgemein als Feuchthabitat besiedelnd und Marggi (1992) beschreibt sie als „äußerst eurytope Uferart.“ Auch Feuchtwälder, speziell Au- und Bruchwälder, und Sümpfe werden genannt (Koch 1989, Hurka 1996, ferner Moore und Abbaustellen (Hurka 1996, Koch 1989). Koch (1989) stuft sie als „paludicol“ ein. Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)). Nach Marggi (1992) wird (in der Schweiz) mäßige Beschattung ertragen. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in Feucht- und Nasswäldern, mit weiteren Hauptorkommen in eutropher Verlandungsvegetation und Feucht- und Nasswiesen, sowie Nebenvorkommen in oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation. Irmler & Gürlich (2004) stufen sie für Schleswig-Holstein als Art des „feuchten bis frischen Wirtschaftsgrünlandes“ ein, die negativ mit der Baumbedeckung korreliert sei. Positiv ist dort die Korrelation mit Feuchtigkeitsgehalt und organischer Substanz. In der Schweiz ist die Art weitgehend auf tiefere Lagen beschränkt und fehlt in den Alpen, wo sie durch *P. rhaeticus* ersetzt wird (Huber & Marggi 1986). In Baden-Württemberg kommt die Art auch „in kleinflächigen Riedern, Feuchtwiesen, feuchten Hochstaudenfluren, Bachgehölzen u.a. in z.T. hoher Individuenzahl, in Einzelexemplaren auch auf Äckern, in mäßig feuchten Wiesen und an kleinen Feuchtstellen in Wäldern vor“ (Trautner 1988), was auch mit der Einschätzung durch Müller-Motzfeld & Hartmann (1985) aus Mecklenburg-Vorpommern übereinstimmt. Stumpf (1999) konstatiert für das Rheinland das Vorkommen „in verschiedenen Biotoptypen“, sofern sie ausreichend feucht sind“, mit einem Optimum in halbschattigen Biotopen auf nährstoffreichen und schwach sauren bis basischen Böden“, und mithin als „typisches Tier der Auwälder und nährstoffreicheren Feuchtwiesen.“

In Weich- und Hartholzauwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art überwiegend in geringer Stetigkeit und Abundanz auf, fehlte aber auf manchen Flächen auch ganz, ohne dass eine klare Präferenz für einen der beiden Auwald-Typen erkennbar wäre. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie praktisch nur, und in hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern Erlenauwälder. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) war sie in hoher Abundanz vertreten. Die Art fehlt an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000). Sie ist flügelpolymorph und teilweise flugfähig (Turin 2000).

In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt *P. nigrita*, z.T. syntop mit *P. rhaeticus*, in hoher Stetigkeit auf (Riegel 1996, Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985). Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). In einem Niedermoorkomplex bei Berlin (Meißner 1998) trat die Art in mittlerer Stetigkeit auf, syntop mit *P. rhaeticus*. Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland in hoher Stetigkeit und Abundanz, *P. rhaeticus* fehlte hier. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch

Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie im Gegensatz zu jener keine Präferenz oder gar weitgehende Beschränkung auf die organischen oder die nasseren Standorte.

In Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Rehage & Renner 1981, Lauterbach 1964) ist sie auf die feuchten Ausprägungen beschränkt.

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) war sie nur vereinzelt, in revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) stetig und z.T. abundant vertreten.

<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.)	ALNS: 154,9605 (<0,0001)	AB>AW>ALN> FEUES>FH	FH, LBW, MIN,WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, CRF, (EF), STA, CEA, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	-; Höchster HT: STA	n.t.
--------------------------------------	-----------------------------	------------------------	---	----	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert weist die relativ höchste Affinität der Art zu Alnion-Standorten aus, gefolgt vom Konvolut aus Au- und Bruchwäldern. Das breite Vorkommen auch in anderen mineralisch beeinflussten Feuchtwäldern würde eher dafür sprechen, dass das Konvolut aus Au- und Bruchwäldern dem Vorzugshabitat entspricht, aber möglicherweise bieten die Standorte des Alnion tatsächlich das Habitat allerhöchster Präferenz. Es besteht eine signifikante Affinität zu nassen Habitaten. In der ISA werden innerhalb der Feuchthabitate mineralisch beeinflusste im Vergleich zu den Armmooren am stärksten indiziert. Im Vergleich auch mit Landwäldern wird Auwald mit einem mittelhohen IndVal angezeigt, und auf Ebene der HTS1, die u.a. Salicion und Alnion-Standorte unterscheidet, das Alnion.

Trechus pilisensis besiedelt laut Literatur mäßig feuchte bis nasse Böden in Wäldern, Sümpfen und Quellbereichen (Koch 1989, Hurka 1996), wobei Hurka (1996) unter den besiedelten Wäldern eine Bevorzugung von Buchenwäldern sieht, neben „Sümpfen und Rinnsalen“. Koch (1989) bezeichnet die Art als hygrophil und humicol und als Bewohner feuchter Laubwälder und Ufer von Waldquellen und Waldbächen, dort unter Buchen-Laub zu finden. Burmeister (1939) zufolge kommt sie „in subalpiner und alpiner Region (bis 2000 m), besonders an bewaldeten Gebirgsbächen und -quellen unter feuchtem Laub und Steinen“ vor. GAC (2009) gibt montane Wälder und Feuchtwälder an. Für Baden-Württemberg sind im Zielartenkonzept (Trautner 1996a) Sumpf-/Bruchwälder und Stillgewässerufer (beides Nebenvorkommen) aufgeführt.

Holdhaus (1954a) zählt sie zu den petrophilen Arten. Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für ein „Gebirgstier“, d.h. eine montane Art. Hurka (1958a) bezeichnet sie für das Riesengebirge als „charakteristische Waldart“ mit Maximum in der unteren Waldzone (um 1000 m), die „häufig an Gewässern“ vorkomme. Sustek & Zuffa (1986) fanden die Art mit hoher Stetigkeit in verschiedenen Bergmischwäldern der Westkarpaten. In Polen kommt die fluglose Art von 240 bis 1380 m NN vor, und ist „humicol und an ziemlich feuchte Wälder gebunden“ (Pawlowski 1975).

Horion (1941) zufolge kommt sie in Ober- und Niederbayern „subalpin nicht selten, in der Ebene sehr selten“ vor.

<i>Trechus pilisensis</i>	BSL: 86,7840 (<0,0001)	Au/Bruch: ALN>QSS>AB> AW>SQS; zusammen: ALN>AW>QSS >AB>SQS	FH, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, STA, BSL, QSS, OM: neg., HMA: neg., MWA, CVP, BPV, FIM, FIMA	≥5	Moor; Höchster HT: BSL	n.t.
---------------------------	---------------------------	---	---	----	---------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art weist zum Alnion laut χ^2 -Werten die höchste Affinität im eigenen Datenmaterial auf, sowie zu nassen Standorten. Den höchsten Habitattyp-Wert erreicht die „versumpfte Baumsturzlücke“ (BSL) als Sonder-Habitattyp quelliger Standorte. Die Literatur legt nahe, dass es sich um eine Art der quelligen Oberläufe handelt. Auch für das Aggregat bewaldeter Quellfluren (SQS) und auf Habitattyp-Ebene speziell für silikatische Quellfluren (QSS) wird ein signifikanter χ^2 -Wert errechnet. Auch der höchste IndVal der Art in der ISA wird in diesem Kontext (innerhalb der Feuchthabitate: für silikatische Quellfluren, QSS) erreicht. Das Habitatspektrum der Art beinhaltet laut Tests neben mineralischen Feuchtwäldern auch Wälder auf organischem Substrat (sh. bei Moorbäldern), sofern sie nicht rein ombrotroph sind, wie zum Beispiel Fichten-Moor(rand)wälder. Im Vergleich mit Feuchthabitaten auf Torf (HTB3X) werden laut ISA mineralische Feuchthabitate präferiert.

Bembidion bruxellense ist keine ripicole Art (Köhler 2000), sondern neben Vorkommen an Ufern von Still- und Fließgewässern (Burmeister 1939) v.a. eine Art „instabiler Standorte“ (Turin 2000), die auf verschiedenen Bodenarten gefunden werden kann. Neben „bindigem Böden und Schlick (Müller-Motzfeld 2006a) sind dies auch torfige Standorte (Hurka 1996, Koch 1989, Burmeister 1939, Marggi 1992) wie „schwarzmoorige Stellen“, und ist deshalb beispielsweise im Rheinland „besonders in Moorgebieten regelmäßig und häufig anzutreffen“ (Horion 1937). Luka et al. (2009) führen „Ufer mit Vegetation, Moore, Feucht- und Nasswiesen“ als präferierte Habitate auf. Horion (1937) hält die dunkle Färbung der Art für eine Ausprägung des „Moor-Melanismus.“. Es werden eher meso- bis eutrophe Moore besiedelt (Marggi 1992), für Hochmoore wird die Art nicht aufgeführt, was Lindroth (1949) dadurch erklärt, dass die Art „festen Boden fordert“ und daher „in lebendem *Sphagnum* selten“ sei. Irmner & Gürlich (2004) zufolge ist sie in Schleswig-Holstein „auf lehmigen Anmoorböden verbreitet“, Einzelfunde liegen auch in Salzgrünland. Kless (1961a) bezeichnet sie in der Wutachschlucht als „für schlammige Ufer spezifisch.“

Hurka (1996) zufolge werden unbeschattete, Irmner & Gürlich (2004) folgend „höchstens mäßig beschattete“ Habitate besiedelt, Koch (1989) hingegen erwähnt auch Schwarzerlen-Bruchwälder als Lebensraum, und nach Lindroth (1949) „verträgt sie mäßige Beschattung.“ Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf. Für Frankreich (du Chatenet 2005) werden als Lebensraum Ufer und Moore angegeben. In den Niederlanden (Turin 2000) werden neben frisch trockenengefallenen Rohböden v.a. verschiedene Ufer- und Feuchtwiesen, aber auch sandige Äcker, Hochmoore und Pfeifengras-Heiden sowie weniger stetig und abundant feuchte Erlen- sowie und Eichen-Buchenwälder besiedelt.

In der Senne fanden Barner & Peetz (1933) sie sowohl in Verlandungsbereichen mit Röhricht als auch mit Heide- und Heidemoor-Vegetation, z.T. syntop mit *Bembidion humerale* und *Agonum ericeti*. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in einem Einzeltier auf. Handke (1996b) fand sie wenig stetig und gering abundant in lang überstautem Marschgrünland. Auf temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) trat sie nicht auf. In dem von Meißner (1998) untersuchten Berliner Niedermoor-Komplex fehlte sie ebenfalls. Främb's (1993) stellte sie nur in einem abgetorften, nicht im „natürlichen“ oder degenerierten Hochmoor fest.

Plachter (1986) fand die Art bei seiner Untersuchung von Kiesbänken an der Isar an wenigen Abschnitten, die u.a. auch lehmige Bestandteile aufwiesen, sowie am Brombach in Mittelfranken. Funde in Nordostbayern (Hofmann et al. 2001) stammen u.a. von verschiedenen Stillgewässer-Ufern (in Abbaustellen, Teichen usw.), z.T. auch speziell „zwischen *Carex*“ oder von „nassem Moorboden.“

Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mit geringer Stetigkeit und nur in wenigen Tieren.

<i>Bembidion bruxellense</i>	STA: 59,3323 (<0,0001)	ALNS>AW>AB> FEUES	FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, STA	n.t.	Höchster HT: STA	n.t.
----------------------------------	---------------------------	----------------------	-------------------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste erreichte Chi²-Test für das Stellario-Alnetum ist niedrig, der sehr niedrigen Nachweiszahl geschuldet. Wesentliche Teile des Habitats der Art sind wahrscheinlich im Datenbestand nicht abgebildet, so die verschiedenen Uferlebensräume.

Oxypselaphus obscurus kommt nach manchen Autoren besonders in offenen Feuchthabitaten vor (Marggi 1992 für die Schweiz), andere beschreiben sie als eher silvicol (Koch 1989), während Hurka (1996) dichte Sumpflvegetation in den Vordergrund stellt. Nach Koch (1989) werden auch „entwässerte Moore“ besiedelt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiteren Hauptorkommen in oligotropher und eutropher Verlandungsvegetation und Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswiesen“ sowie in bodensauren Wäldern und Forsten. Irmiler & Gürlich (2004) fanden die Art im atlantischen Klima Schleswig-Holsteins in „feuchten Wäldern und feuchten Heiden sowohl auf Sand- als auch Torfboden.“ Auf feuchtem Grünland fehlt die Art nach diesen Autoren. Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine starke Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997). Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990), Stufe 7 (von 8) bei Sustek (2003)).

Du Chatenet (2005) beschreibt das Habitat (für Frankreich) einfach als „im Sumpf.“ Nach Lindroth (1949) ist die Art in Skandinavien „für versumpfte Laubwälder (selten Mischwälder) ganz besonders typisch“, dabei „eine ausgesprochene Humusschicht, feuchten bis nassen Boden und starke Beschattung durch Bäume oder Sträucher fordernd.“ Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nasse, eutrophe Weiden-Auwälder bevorzugt.

Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte die Art. Im Vergleich unterschiedlicher Auen-Gesellschaften der March (Zulka 1994a) erreichte die Art ihre höchsten Abundanzen im Silberweiden-Weichholzauwald, trat aber in allen Typen und auch dem Röhricht auf. Am Lampertheimer Altrhein trat die Art nur in der Weichholzaue auf (Handke 1993). In der Hartholzaue tritt sie zurück oder fehlt (Tietze 1966b, Mletzko 1972, Handke 1993). In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art stetig und in hoher Abundanz v.a. in den untersuchten Weich-, weniger so in den Hartholzauwäldern auf. In der von Siepe (1989) betrachteten Auencatena war sie in allen beprobten Auenlebensräumen außer der ufernächsten Bank vertreten. Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung nur vor dieser. In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen Donau (Szel et al. 2005) fand sich die Art in der intakten und mittelstark beeinträchtigten, verschwand aber in der durch Ausleitung trockenen Variante. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie fast nur, und in mäßig hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. In den von Rehfeldt (1984b) untersuchten Auenstandorten trat sie nur im Erlen-Auwald auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßiger Abundanz auf. Die Art fehlt an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000). Sie ist flügeldimorph und zumindest teilweise flugfähig, und damit auch zur Neubesiedlung von Gebieten in der Lage (Turin 2000).

Baguette (1987, in Stegner 1999) zufolge „soll die Art eine gewisse Präferenz für niedrige pH-Werte haben.“ Im vielgestaltigen nordböhmischen Feuchtgebiet „Soos“ wurde die Art nur im (teilweise bewaldeten) Torfmoos-reichen Teil, nicht den anderen offenen und bewaldeten Habitaten auf Torf oder Mineralboden (u.a. einem „Erlensumpf“) gefunden (Hurka 1960, Hejkal 1990). In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt sie regelmäßig auf (Korge 1963, Platen 1976, Sustek 2004, Platen 1989, Platen 1991, Riegel 1996, Stegner 1998a, Nötzold 1996). Platen (1989) stuft sie für die Berliner Moore, wo sie in hoher Stetigkeit im CEA auftritt (und im geringeren Umfang im BEC), als „Art des Erlen-Bruchwaldes“ ein. Teilweise ist sie auf die nassen Varianten des CEA beschränkt (Nötzold 1996). In sächsischen CEA trat sie mit deutlicher höherer „Repräsentanz“ auf Flächen geringen, aber nicht geringsten Grundwasser-Flurabstandes auf, d.h. nasse, aber nicht die nassesten präferierend

(Stegner 1999). Korge (1963) bezeichnet sie als „in den Erlenbrüchern häufigen Sumpfbewohner“, der vereinzelt noch im Übergangsmoor-Gebüsch-Übergangsbereich auftrete, jedoch „nicht mehr im Schwingmoor.“ Auch in dem von Wagner (1992) untersuchten niederrheinischen Moorgebiet fand sie sich (im Winterhalbjahr) fast ausschließlich im CEA (mit Eichen-reichen Randbereichen) und nur als Einzeltier im Übergangsmoor. Schiller (1973) beobachtete sie in einem Feucht- und Heidegebiet des Münsterlandes im BEC, im Gagelstrauch- und im Weiden-Gebüsch, nicht jedoch im CEA.

Obrtel (1972) fand sie in einem ausgedehnten, (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht nur als Einzeltier. Bauer (1982) stellte sie (als Einzeltier) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest. Sie fehlt in dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoor-Komplex bei Berlin und den von Handke (1996b) untersuchten, lange überstauten, norddeutschen Marschgrünländern. Dawson (1965) stellte sie in allen Teillebensräumen des untersuchten, basenreichen englischen Niedermoorgebietes fest, sowohl mit Gehölzen bestockten als auch in Seggen-bewachsenen Teilen, besonders abundant in reinen Seggenbeständen.

In oberfränkischen Schilfröhricht (Fritze 1998) tritt sie nur in einer der untersuchten Flächen auf, in hoher Abundanz, in einem jährlich überfluteten, fließgewässernahen Röhricht. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mäßig stetig und abundant.

<i>Oxypselaphus obscurus</i>	STA: 31,4437 (<0,0001)	FEUES>ALNS> FH>AB>AW	FH, (LBW), FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, PRF, STA, (NMO), WHI, SAN, BRUS, (BRSI)	(≥3)	-; höchster HT: STA	n.t.
------------------------------	---------------------------	-------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	(+)
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	-----

Die Art findet ihre Nische in verschiedenen Feuchthabitaten realisiert, aber in keinem davon so stetig, dass hohe χ^2 -Werte erreicht werden. Affinität zu Feuchte beschränkt sich auf die Stufe 3 und nur als Trend. Höchster χ^2 -Wert ist das Stellario-Alnetum (STA), das als (oft saurer) Erlenauwald in mancher Hinsicht schon zu den Erlen-Bruchwäldern vermittelt, gefolgt von stark aggregierten Einheiten. In der ISA werden (allerdings sehr geringe) IndVal nur für stark aggregierte Gruppen errechnet. Offenbar bildet keine der Habitattypen oder Konvolute die Nische der stenöken Art hinreichend präzise ab, und die Art tritt in keinem der Habitate stetig genug auf, um höhere Werte zu errechnen.

Bembidion tibiale ist eine hygrophile und ripicole (Köhler 2000), montane Art (Ermisch & Langer 1935), die Müller-Motzfeld (2006a) zufolge von der montanen bis alpinen Stufe häufig ist. In Tschechien und Slowakei dringt sie von den höheren Lagen entlang der Flüsse auch in das Flachland vor (Hurka 1996). Nach Baehr (1980) lebt sie v.a. in „sterilem Schotter“, Burmeister (1939) nennt neben Kies- und Schotterbänken auch Sandbänke „an Gebirgsbächen und kleinen Flüssen“. Müller-Motzfeld (2006a) zufolge besiedelt sie „schattige Gebirgsbäche mit Schotter-Ufern“, nach Hurka (1996) sowohl beschattete wie unbeschattete, steinige oder kiesige Gewässer. Burmeister (1939) zufolge kommt sie an den genannten Standorten auch „im Laubwald“ vor.

Im wärme- und atlantisch geprägten Rheinland beobachtete bereits Horion (1937) einen Rückgang, den er aber bei gleichzeitiger zunehmender Versandung und Verschlammung von Schotterufern sowie klimatischen Veränderungen einer dieser beiden Ursachen zuordnen konnte. Die Funde von Dahl (1925) lagen an einer Steilwand und waren dadurch zumindest teilweise schattig. Er fand die Art ferner auch „im tiefen Schatten eines Buchenwaldes.“

Plachter (1986) fand die Art relativ stetig auf stets nur in Einzeltieren auf Kiesbänken der Isar, etwas abundanter im intakten Kieslückensystem des höchst gelegenen Standortes. Metzner (2004) berichtet, dass sie im Frankenwald und Fichtelgebirge „mäßig häufig an schattigen Bächen“ ist; er fand sie in oberfränkischen Auen nur an einem Wehr, u.a. auf einer von Bäumen beschatteten Kiesfläche.

<i>Bembidion tibiale</i>	CRF: 41,5292 (<0,0001)	Au/Bruch: ALNS>ALN> STA>AW>AB; zusammen: ALNS>ALN> STA>AW>AB	LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, CRF, STA, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	(≥4)	Schlucht, höchster HT: CRF	n.t.
--------------------------	---------------------------	---	--	------	----------------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	(+)
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	-----

Der höchste Chi²-Testwert wird mit dem CRF für ein Bachhabitat des Oberlaufs erreicht, doch hat die Art der Literatur zufolge keine spezielle Affinität zu bestimmten Waldgesellschaften, sondern v.a. zu montanen, grobschotterigen Bachläufen. In der ISA wird auf stark aggregierter Ebene (alle Auen) ein sehr niedriger IndVal erreicht. Sicher hat die Art ripicol (an den unmittelbaren Bachbett-Ufern) weitere Lebensräume, so dass nur ein Teil des Lebensraumgradienten abgedeckt ist.

Carabus variolosus besiedelt nach einhelliger Literaturbeschreibung „sumpfige Wälder“ und Waldlichtungen und die an Waldbäche angrenzenden Wälder (Nüssler & Grämer 1966, Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009), und ist „extrem hygrophil“ (Marggi 1992). Diese Art gehört seit der EU-Osterweiterung (2004) zum Anhang II der FFH-Richtlinie (Müller-Kroehling 2006c) und tritt in Bayern in der Unterart ***nodulosus*** auf. Die Untergattung *Hygrocarabus*, der diese Art zugehört, ist in hohem Maße an das Leben in wassergesättigten Lebensräumen angepasst, und jagt auch unter der (seichten) Wasseroberfläche nach Bachflohkrebsen (Sturani 1962, Sturani 1963). Daneben werden auch Regenwürmer und Amphibienlarven verzehrt (Spitzer & Konvicka 2010). Die Larve jagt (u.a.?) im Flachwasserbereich, der für ihren Jagderfolg daher wichtig ist (Kless 1965). Hurka (1961) berichtet von Larvenfunden der Nominat-Unterart „unter Holzstücken an den Ufern, in verfaultem Holz direkt im Wasser oder unter Moos auf Felsblöcken, die ins Wasser sanken“ [sic!; meint wohl: z.T. in das Wasser bzw. aus dem Wasser ragend?].

Morati & Huet (1995) beschreiben das Habitat als durch ein „dichtes Netz aus Bächen“ und „zahlreiche Quellen“ gekennzeichnet. Lorenz (2001) beschreibt den Lebensraum der Art als „dem Krenal und obersten Rhithral zuzuordnen, wobei sich der Jahreslebensraum auf ein breites Spektrum vom urständigen Uferwald bis zum aquatischen Lebensraum erstreckt“ und das Winterlager in morschem Holz und in Moospolstern des „naturnahen Uferwaldes“ liegt. Der Lebensraum erstreckt sich v.a. entlang der Fließgewässer, nach Sturani (1963) „nie mehr als 5-6 m vom Wasser entfernt.“

Die adulten Tiere überwintern und verstecken sich unter der Rinde von Totholz (Sturani 1963) und unter dicken Moospolstern (Morati & Huet 1995). Lorenz (2001) klassifiziert sie als „ausgesprochenen ‚Traditionszeiger‘ alter, naturnaher Quellstandorte.“

Koth (1974) fand die Art im Arnsberger Wald des Sauerlandes (der zugleich aktuell das einzige rezente deutsche Vorkommen der Art außerhalb Bayerns darstellt) nicht in den Nassbereichen mit *Sphagnum*. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen mit Untersuchungen im gleichen Vorkommen Matern et al. (2007a), und folgern daraus, die Art „meide saure“ Bereiche und komme „bevorzugt in einem neutralen pH-Bereich“ vor. Nach Sturani (1963) lebt die Art in Norditalien indes auf silikatischen Böden und „meistens in einer Vegetation, die extrem kalkflüchtend“ ist. Zwar fanden Morati & Huet (1995) die Art im französischen Jura auch auf „kalkreicher Molasse und Moräne“, betonten aber, dass die Art „normalerweise ansonsten im silikatischen Terrain“ vorkommt. Spitzer & Konvicka (2010) wiederum sehen „kalkreiche Quellen“ als eines der Habitate im Osten Tschechiens (Karpatengebiet) an.

In Österreich stehen Vorkommen z.T. auch im Kontext von Mooren, u.a. durch Fundmeldungen aus Mooregebieten (z.B. Geiser 2001 für das Land Salzburg). Mandl (1965) beschreibt das Habitat als „an Bachufern, in Erlenbrüchen, in Sümpfen und Mooren.“

Nüssler & Grämer (1966) kommt die Art „in montanen Lagen“ vor, doch sind die meisten mitteleuropäischen Vorkommen eher in den collinen und unteren montanen Lagen angesiedelt, anders als die ssp. *variolosus* in den Karpaten. Unter den dortigen Bedingungen wird die Art auffallend oft aus Buchen- und Bergmischwäldern gemeldet (z.B. Korbel 1973a, Rizun et al. 2004, Varvara 2005, Kódöböcz & Magura 2005, Spitzer & Konvicka 2010). Ein Grund dürfte sein, dass die Art dort eben höhere Höhenlagen besiedelt, die von Buchen- und Bergmischwäldern eingenommen werden.

Dennoch legen die Beschreibungen den Schluss nahe, dass sich dahinter Fundorte wohl „stets aus oder der Nähe kleiner Bäche, Quellen, oder anderer Stellen mit natürlicher hoher Feuchte“ verbergen (Spitzer & Konvicka 2010). Hurka (1961) fand beispielsweise in den Ostkarpaten Larven und Adulttiere „in 800-900 m Höhe, in vermodertem Holz gestürzter Buchenstämme, die über einen Bach lagen.“ Dass die Art dort häufiger in Habitaten gefunden wird, die nicht als Feuchtwälder beschrieben werden, ist aber möglicherweise ferner auch so zu interpretieren, dass hydrologisch unveränderte Bergmischwälder zahlreichere, unverbaute quellige Bereiche und andere natürliche Feuchtstellen beinhalten, u.a. wegen eines nicht durch Forststraßen und ihren Seitengraben veränderten Hangwasserzuges, und die Art deswegen unter diesen Bedingungen nicht so stark auf reine Feuchtwälder beschränkt ist, und zumindest zwischen diesen regelmäßigerer Austausch auch durch die „Landwälder“ hindurch stattfindet.

Wachnitz (1954) beschrieb Vorkommen in der Isarleite bei Landshut und im Bayerischen Wald auf 560 m, in sumpfiger und quelliger Waldvegetation. Fuchs & Bußler (2010) berichten von mehreren Funden „aus dem Chiemseegebiet (Feuchtwaldgebiet Grassauer Moor, Mooregebiete bei Grabenstätt und Waldgebiet am Tütensee).“

<i>Carabus variolosus</i>	EF: 449,4861 (<0,0001)	SQS>ALN>AW >AB>FEUES	FH, LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, SQS, EF	n.t.	-; Höchster HT: EF	n.t.
---------------------------	------------------------	----------------------	---	------	--------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Testwert für das EF ist extrem hoch und attestiert der Art eine hohe Treue für dieses Habitat, was auch mit dem höchsten Wert in den ISA-Tests übereinstimmt. Auch auf allen anderen ISA-Testebenen werden signifikante oder zumindest Trendwerte erreicht, so auf Ebene der HTS1 für sumpfige/quellige Waldstandorte. Das EF ist ein basenreicher Habitattyp, die Art kommt aber auch in Schwarzerlen-dominierten Wäldern in Quellmooren des Tertiärhügellandes vor, die eher nährstoffarm, aber nicht extrem sauer (und auch nicht als Schwarzerlen-Bruchwald aufzufassen) sind (unveröff. Ergebnisse des FFH-Monitorings). Eigene Auswertungen zu den präferierten Habitatfaktoren konnten hier nicht durchgeführt werden, da die ausgewerteten Daten zu dieser Art alle dem Datensatz II entstammen, und ein systematisches Monitoring nach Artikel 11/17 der FFH-Richtlinie für das Berichtsjahr 2013 noch nicht gegeben war. Es ist denkbar, dass ein Konvolut, das allgemein quellige Wälder einschließlich von Quellmooren umfasst, den Habitattyp insgesamt besser beschreibt als der sehr spezielle HT des EF.

Die Art erfährt offenbar im Raum Südostbayern wie im angrenzenden Österreich (Mandl 1965, Geiser 2001) eine „Habitataufweitung“ und besiedelt hier z.T. auch stark ombrotroph beeinflusste, saure Habitate in Regenmooren (Hoch- und „Pseudohochmooren“, Übergangsmooren und den entsprechenden Moorwäldern), wie mehrere Funde in Mooregebieten des Chiemgaus belegen (zusammenfassend Müller-Kroehling 2012, unveröff. Bericht, vgl. auch Fuchs & Bußler 2008), u.a. in Spirken-Latschenfilzen (auch als Larve) und in einer Probefläche im Kontaktbereich zwischen Moorwald und offenem Moor, syntop mit *Agonum ericeti* in mehreren Individuen (eig. Funde, unveröff.). Diese Funde aus Kurzzeitfallen (wenige Tage bis Wochen Standzeit) fanden keinen Eingang in die Auswertungen. Außerhalb Südostbayerns hat die Art, die in Bayern nördlich nur bis zur Isar und im östlichen Bayerischen Wald vorkommt und in Nordbayern (bzw. nördlich der Isar) offenbar natürlicherweise fehlt, aber ausschließlich Vorkommen in quelligen Wäldern und Quellsümpfen bzw. -mooren in Wald, und nicht in Hoch- und Übergangsmooren. Funde aus Erlen-Bruchwäldern liegen aus Bayern bisher nicht vor. Aussagen zur Präferenz in Bezug auf den Basenhaushalt müssen die regionale Stenökologie berücksichtigen. Eine abschließende Aussage zur Basenpräferenz im Hauptteil des bayerischen Verbreitungsgebietes ist derzeit nicht möglich. Beobachtungen aus dem Arnsberger Wald, dass die Art dort die saureren Bereiche meide (s.o.), die in Widerspruch zu den Aussagen aus Italien (Sturani 1963) und den Beobachtungen in südostbayerischen und österreichischen Armmooren stehen, erlauben noch keine verallgemeinerbare Bewertung dieser Frage. Die Ergebnisse des FFH-Monitorings, also gezielte Studien in den Habitaten mit Lebendfallen, werden zukünftig präzisere Aussagen zu dieser Fragestellung ermöglichen.

Bembidion deletum ist nicht an Wassernähe gebunden und keine ripicole Art (Köhler 2000), anders als die Mehrzahl der Arten der Gattung. Sie kommt auf bindigen (lehmgigen oder tonig-lehmigen) Standorten in Wäldern und an Ufern vor, und ist gegenüber Schatten nach Hurka (1996) zwar nur

„indifferent“, hat hier aber ihr Hauptvorkommen. GAC (2009) klassifiziert die Habitats hingegen als Rohbodenstandorte und lehmige Ufer. Koch (1989) erwähnt tonige Hänge, Marggi (1992) das Vorkommen auch auf Waldwegen. In Schleswig-Holstein besiedelt sie „lehmige Steilufer und Abbruchkanten an Fließgewässern“ und in Abbaugeländen, aber auch gewässerfern, z.B. „an Geländeanschnitten in Wäldern oder auch an Wurzeltellern umgestürzter Bäume.“ Sokolowski (1958) beschrieb die Art als „in ihrer Verbreitung lokal“ und dort auftretend, wo „Tonboden, allenfalls tongemischter Boden im Wald an Graben- und Wegböschungen, Granattrichtern usw. [...] zu finden ist“, besonders dort, „wo Feuchtigkeit aus dem Boden quillt.“ In den Niederlanden tritt die Art u.a. auf Lichtflecken im Laubwald auf (Turin 2000). In Ostfennoskandien besiedelt die Art „steile Tonabstürze mit relativ großer Feuchtigkeit, und „lebt vorwiegend an den stark vom Gebüsch beschatteten, dagegen fast gänzlich einer Krautschicht entbehrenden Tonabstürzen, die dazu oft noch wegen des hervorsickernden Grundwassers nass, ja sogar wässrig und bisweilen mit kleinen Laub- und Lebermoosen bedeckt sind“ (Palmen & Platonoff 1943). Auch wenn sie nicht an Gewässer gebunden ist, ist sie doch hygrophiler als z.B. *B. stephensi* und *B. milleri* (Sokolowski 1958, Baehr 1980). Trautner (2006) fand die Art mit hoher Stetigkeit an von Wildschweinen erzeugten, lehmig-feuchten Störstellen.

Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für ein „Gebirgstier“, d.h. eine montane Art. Gleiches gilt für das Rheinland (Horion 1937). In den Südalpen kommt die Art auch subalpin an Bachufern vor (Franz 1932).

<i>Bembidion deletum</i>	EF: 43,3321 (<0,0001)	SQS>AW>ALN >CRF>AB	LBW, MIN,FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, (SAL), CRF, EF	≥4	-; Höchster HT: EF	n.t.
--------------------------	--------------------------	-----------------------	---	----	-----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Diese Art ist als lehmige, feuchten Böden besiedelnder, schwach montan getönter Störstellenpionier wohl vor allem an den teilweise offenen, feuchten Boden gebunden, den sie im EF, aber auch CRF und im Umfeld von Quellen vorfindet. Regelmäßig kann die Art auch auf lehmigen Erdwegen oder beispielsweise am Erdauswurf von Bodenprofilen im Wald beobachtet werden. Der höchste Chi²-Testwert ist nur mäßig hoch. Für die mineralischen (im Gegensatz zu den organisch beeinflussten) innerhalb der Feuchthabitate wird der einzige signifikante IndVal der ISA erreicht, ebenfalls ein geringer Wert. In beiden Verfahren spiegelt sich die eher geringe Habitatbindung der Art an einen vegetationskundlich definierten Habitattyp wider.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Limodromus assimilis ist nach übereinstimmender Literaturdarstellung eine hygrophile Waldart (Koch 1989, Hurka 1996, Marggi 1992, GAC 2009), die neben Au- und allgemein „Feuchtwäldern“ auch generell in Laubwäldern auf „mullreichem Boden“ (Lindroth 1986) auftritt (sh. Abschnitt Eichenwald). Nadelwälder werden nach Marggi (1992) gemieden. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt vorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiterem Hauptvorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“ und Nebenvorkommen in „hygrophilen Therophytenfluren“. Die Art präferiert mittlere Hygrophilie (Stufe 5 nach Alf (1990), Stufe 7 (von 8) bei Sustek (2003)). Nach Thiele (1964, 1967, in Lindroth 1986) bevorzugt die Art im Laborversuch eher trockene Bedingungen und ist an feuchte Bedingungen über das Mikroklima gebunden. Eine Beschränkung auf Feuchtwälder wird in der Literatur nicht aufgeführt, das Vorkommen liegt eher in feuchten, nicht zu nassen Varianten (Hurka 1996, Marggi 1992, GAC 2009).

Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung sowohl davor als auch danach. Lik (2010) stellte sie in sehr viel höherer Aktivitätsdichte im Hartholzauwald als im Pappelforst, und deutlicher weniger auf der Feuchtwiese fest. Pentermann (1989) fand sie in beiden untersuchten Weichholzauwäldern in hoher Aktivitätsdichte. Nach van Looy et al. (2002) gehört sie zur charakteristischen Artenausstattung bewaldeter Flussumflutungen an der Meuse. In der Überflutungsauwe der Elbe erreichte die Art im Durchschnitt höhere Abundanzen im Auwald, kam aber mit hoher Stetigkeit auch im Überflutungsgrünland vor (Bonn 2000). Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue auf Wäldern (Auwälder, in geringerer Abundanz auch im

Buchenwald) und Ufer beschränkt. Auch Baehr (1980) nennt sie für den Schönbuch „recht häufig in offenen Auwäldern auf mullartigem Boden“ und u.a. auch in „buschreichen Wiesen der Bachauen“, aber auch in „feuchten Buchenwäldern.“ Im Vergleich unterschiedlicher Auen-Gesellschaften der March (Zulka 1994a) erreichte die Art ihre höchsten Abundanzen im Silberweiden-Weichholzauwald, gefolgt vom Fraxinetum und anmoorigen Erlenauwald, und fehlte sowohl im trockenen Querc-Ulmetum wie der Überflutungswiese mit Röhricht. In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena erreichte sie ihre höchste Abundanz im Weidengebüsch, fehlte aber auch den offenen Auenlebensräumen nicht ganz. Die nur noch sehr sporadische Überflutung einer Hartholzaue vertrat sie wesentlich besser als *Pterostichus nigrita* oder *Patrobis atrorufus* (Rehfeldt 1984a). Handke (1993) fand sie in hohen Abundanzen in allen vier untersuchten Hartholzauwäldern am hessischen Rhein. Mletzko (1972) bezeichnet die Art als typisch für den Hartholzauwald der Elsteraue, und fand sie sowohl an den trockensten als den feuchtesten Stellen. Auch im Hartholzauwald bei Halle (Tietze 1966b) war es eine der dominanten Arten. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz in fast allen untersuchten Weich- und Hartholzauwäldern auf. In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen Donau (Szel et al. 2005) fand sich die Art am abundantesten in der intakten Variante, verschwand aber in den durch Ausleitungen trockeneren Varianten nicht. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie in deutlich höherer Abundanz in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Fuhrmann (2007) stellte sie recht abundant im Erlen-Bachauwald des Siegerlandes fest.

Schiller (1973) beobachtete sie in einem Feucht- und Heidegebiet des Münsterlandes nur im Erlen-Bruchwald und im Weiden-Gebüsch. In Schleswig-Holstein fanden Irmeler & Gürlich (2004) sie in feuchten Erlenwäldern am häufigsten, halten sie aber wegen der breiten tolerierten Spanne an Habitaten für eine „ubiquitäre Waldart.“ In terrestrischen Berliner Waldökosystemen (Gospodar 1981, Rink 1991, Deichsel 2007) fehlt sie, und wurde von Barndt (1976) auf der Pfaueninsel nur im Erlen-Bruchwald (hier am abundantesten) und im Pruno-Fraxinetum gefunden.

Einzig Koch (1989) erwähnt aus der allgemeinen Literatur speziell auch Bruchwälder als Habitat. Von Platen (1989) wird sie gar als „Art des Erlenbruchwaldes“ klassifiziert. Sie kann auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern mit z.T. hoher Stetigkeit oder Abundanz auftreten (Nötzold 1996, Schiller 1973, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985, Sustek 2004), z.T. aber auch nur in mäßiger Stetigkeit und Abundanz (Stegner 1998a, Platen et al. 1989, 1991, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b) oder ganz fehlend (Bezdek et al. 1997). In Sachsen (Stegner 1999) tritt sie v.a. in Auen auch im CEA auf, in höchsten Repräsentanzen auf Flächen sehr hohen bis mäßig hohen Wasserstandes (Stegner 1999). In der von Nötzold (1996) untersuchten CEA trat sie in den hydrologisch mäßig beeinträchtigten in höherer Stetigkeit und Abundanz auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßig hoher Abundanz auf. Sie ist makropter und teilweise flugfähig, aber wahrscheinlich insgesamt wenig flugaktiv (Turin 2000).

Vielfach wird berichtet, dass die Art unter der Rinde von Totholz und Baumstubben gefunden wird (z.B. Lindroth 1986).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie stetig in den Eichen-Hainbuchenwäldern gefunden, und fast nur hier. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur vereinzelt auf, deutlich abundanter an einem Donau-Abschnitt mit an die Kiesbank angrenzendem Weichholzauwald. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig und abundant vertreten, mit Konzentration auf Bereiche mit Anschluss an Gehölzhabitats und sehr abundant nur in einem Auwald-Rest.

<i>Limodromus assimilis</i>	FEUES 245,4408 (<0,0001)	Au/Bruch: AW>AB>LBW> ALNS>SAN zusammen: AW>AB>ALN> LBW>ALNS	FH, LBW, MIN, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, PRF, CRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, (BRU), OM: neg., TRSS: neg.; CARP, GC, SC, EHN, EI	≥3	-; Schlucht, Eiche; Höchster HT: SAL/EF	n.t.
-----------------------------	--------------------------------	--	---	----	---	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Im Chi²-Test wird ein hoher Wert für Auwälder erzielt, der Wert für das Konvolut aus Eichen- und Auwäldern ist aber höher. Auch der Chi²-HT-Maximalwert wird für Auwald-HT, nicht das GC erzielt, so dass die Affinität zu Feuchtwäldern in verschiedenen Vergleichen höher als zu Eichen-Hainbuchenwäldern ist. In der ISA werden auf allen Testebenen außer der HT-Ebene signifikante Testwerte erzielt. Höchster Wert ist auf Ebene der HTB3 der für Au- und Bruchwälder (AB), extrem hoch ferner der Wert für mineralische und mineralisch beeinflusste (einschließlich der Bruchwälder) versus rein organischer Feuchtwälder.

Agonum viduum ist nach Marggi (1992) eine „Nassart im Freien wie in Wäldern“ und kommt „auf allen feuchten, nassen bis morastigen Böden vor.“ Nach GAC (2009) ist sie in den meisten Regionen v.a. eine Art der „Großseggenriede und Röhrichte“, aber auch der Feuchtwälder. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit weiterem Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. Lindroth (1949) bezeichnet sie als „äußerst eurytope Uferart“, die an „schlammigen, lehmsandigen, auch kiesigen und steinigen Stellen, wenn sie nur mit einigem Schlamm bemengt sind“, vorkommen kann. Köhler (2000) zählt sie nicht zu den ripicolen Arten. In den Niederlanden wurde sie v.a. in nassen Wäldern und in Hochmooren gefunden, sowie Ruderal- und krautreichem Grünland, nicht aber in Niedermooren und Ufern (Turin 2000).

In vielen der Aufnahmen aus Auen fehlt die Art ganz (z.B. Zawadzki & Schmidt 1994, Handke 1996a, Gerisch & Schanowski 2009a, Gerisch & Schanowski 2009b). Lik (2010) fand sie in einem polnischen Hartholzwald, und nur in einem der zwei Untersuchungsjahre auch und in geringerer Aktivitätsdichte auf Feuchtwiese und im Pappelforst. Rehfeldt (1984a) wies sie im Erlenuwald des Harzvorlandes nach. In den Marchauen, mit einem Vergleich verschiedener Auwald-Typen, trat die Art neben dem Feuchtwiesen-Röhricht mit höchster Abundanz auch im Gley-Eschenwald und Silberweiden-Weichholzauwald auf (Zulka 1994a). Mletzko (1972) fand sie im Hartholzauwald der Elsteraue in einem Jahr nur an der feuchtesten Stelle, im „äußerst nassen“ Folgejahr an mehreren Stellen. Tietze (1966b) stellte die Art im Hartholzauwald bei Halle als zahlenmäßig dominante Art fest.

In CEA tritt *A. viduum* mäßig stetig bzw. abundant (Nötzold 1996, sowohl in nassen, als auch hydrologisch gestörten; Stegner 1988b, Schiller 1973, Platen 1989, Platen 1991) bis vereinzelt (Müller-Motzfeld & Hartmann 1985, Bezdek et al. 1997, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b) auf, oder fehlt auch ganz (Riegel 1996).

Stegner (1999) fand sie häufiger in CEA außerhalb der Auen. Stegner (1999) charakterisiert *A. viduum* als „schnellen Erstbesiedler neu entstandener Flächen“ und folgert daraus, dass ihr „Auftreten in Erlen-Bruchwäldern demnach das Vorhandensein starker natürlicher“ oder anthropogener „Störungen indiziert. Sie profitiert von den verheerenden Auswirkungen, die langfristige Überstauung [...] hinterlassen hat.“

Handke (1996b) stellte sie ziemlich stetig und abundant in lang überstautem Marschgrünland fest. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigte sie durch höhere Abundanzen eine gewisse Präferenz für die organischen und nasserer Standorte. In einem Berliner Niedermoor unterschiedlicher Ausprägungen (Meißner 1998) trat sie nur vereinzelt auf. Dawson (1965) stellte sie v.a. in den von Seggen und Gräsern dominierten Teillebensräumen des untersuchten, basenreichen englischen Niedermoorgebietes fest, weniger in den mit Gehölzen (Grauweide, Faulbaum u.a.) bestockten. Im Peenetal fanden Müller-Motzfeld & Hartmann (1985)

hingegen nur in Erlen- und Birken-Bruchwald Einzeltiere der Art, nicht den offenen Niedermooren. Ludewig (2007) stellte sie in Rheinhessen in Nasswiesen und Röhrichten fest. Sie fehlt praktisch an Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000). Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

In Galizien (Nordwestspanien) ist die Art selten und u.a. in Mooren zu finden (Campos & Novoa 2003).

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur ganz vereinzelt auf.

<i>Agonum viduum</i>	FH: 18,4149 (<0,0001)	OM>AB>AW> ALN>MIN	FH, MIN: neg., (FEUES), AB, AW, ALN, ALNS, SAL, STA, (CEA), NMO, BRUS, BRSI, (NM), OM	(≥5)	-; höchster HT: STA	n.t.
----------------------	--------------------------	----------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	(+)
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	-----

Der eher unspezifische, wenn auch nicht ubiquitäre Charakter innerhalb der Feuchtstandorte, sowohl in Bezug auf Wald-Offenland als auch in Bezug auf bestimmte Habitattypen oder -gruppen, ist in Übereinstimmung damit, dass der höchste χ^2 -Wert gering und auf das eher unspezifischen Konvolut der Feuchthabitate lautet. Auch in der ISA wird lediglich hierfür ein signifikanter Wert errechnet. Offenbar beschreibt keines der Konvolute das Präferenzprofil der Art hinreichend genau. Wahrscheinlich wurde das Vorzugshabitat (auch verschiedene Uferhabitate, u.a.) nur teilweise im Datenbestand abgebildet.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Amara aulica (sh. auch bei den Kiefernwäldern) wird als Bewohner von Ruderalfluren, Äckern u.ä. Habitaten beschrieben (GAC 2009, Hurka 1996, Koch 1989), und als Art, die bindige Böden und reichere Vegetation bevorzugt (Marggi 1992, Lindroth 1986). Es besteht eine Nahrungs-Affinität (Bindung?) zu Samen „großköpfiger Compositen“ (Lindroth 1949). Ein gewisses Vorkommen hat die Art in den Niederlanden in Eichen-Birken- sowie in Erlen-/Weiden-Feuchtwäldern (Turin 2000), doch finden Wälder sonst in der ausgewerteten Literatur praktisch keine Erwähnung bzw. die Art fehlt in diesen.

In den von Neu (2007) untersuchten Weich- und Hartholzauwäldern des Rheins trat sie in beiden Typen und sowohl auf Sand wie auf Schluff mit gewisser Stetigkeit und eher geringer Abundanz auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) war die Art in eher geringer Abundanz vertreten.

Auf einer Sturmwurffläche in Baden-Württemberg trat sie auf und fehlte im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998). Roubal (1938) führt die Art für die Slowakei als thermophile und „hauptsächlich silvicole“ Art mit Schwerpunkt vorkommen auf Waldlichtungen auf. In einem ruderalen Gebiet Berlins (Gospodar 1981) trat die Art in verschiedenen Pionierwäldern und -gebüsch sowie einer offenen Ruderalstelle auf.

Auf den Plachter (1986) untersuchten Isar-Kiesbänken war sie nicht vertreten. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen vereinzelt bis mäßig stetig und gering abundant. Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) besiedelt sie im Offenland Äcker und alte wie experimentell wiederhergestellte Haiden gleichermaßen, und wurde im Wald-Kontext nur einmal an einem Waldrand festgestellt.

<i>Amara aulica</i>	WBF: 111,7495 (<0,0001); Au/Bruch: SAL: 20,9679 (<0,0001)	Au/Bruch: SAN>WHI>AW> AB>FEUES; zusammen: BRAS>SAL> SAN>KIE>AW	FEUES, AB, AW, ALN, SAL, WHI, SAN, (LITR), KIE, BRAS, WBF	Keine	Kiefer; Höchster HT WBF	n.t.
---------------------	---	---	--	-------	----------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art erreicht im Chi²-Test ihren höchsten Wert für Brandstandorte, was mit dem Pioniercharakter und den Ansprüchen der Art übereinstimmt, jedoch in Bezug auf die höchste Affinität als Artefakt des nicht abgebildeten Teils des Habitatspektrums auf Brachflächen usw. zu werten ist (sh. beim Kiefernwald). Der höchste Chi²-Wert im Auen-Kontext lautet auf das SAL und ist gering. In der ISA wird im Auen-Kontext auf der Ebene HTB1(X) ein signifikanter, aber geringer Wert für das Alnion (ALN) erreicht. Höchstwahrscheinlich sind frühe, aber nicht früheste Sukzessionsphasen nach Störungen, wie sie u.a. in der dynamischen Aue oder nach Waldbränden auftreten können, der ursprüngliche Lebensraum der Art in Mitteleuropa.

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Hier sind v.a. einige Arten zu besprechen, die insgesamt selten, und u.a. auch in feuchten Schluchtwäldern (FA, ADF) gefunden wurden und daher im Auwald-Kontext z.T. nicht ihre höchsten Testwerte erzielen.

Asaphidion curtum ist Teil des *A. flavipes*-Komplexes (sh. bei *A. austriacus*) und die Literatur daher bislang entsprechend spärlich. Die Literatur wird beim Schluchtwald ausführlicher besprochen.

Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. Laut dortigem Zielartenkonzept (Trautner 1996a) kommt sie als Hauptvorkommen in Auwäldern und an Fließgewässeruferrn vor, mit Nebenvorkommen in feuchten Laubwäldern. In den Niederlanden ist es eine Art, die „mehr oder weniger beschattete“ Habitats besiedelt, auch Laubwald, auch auf Sand- und Torfboden; ferner auch auf lehmigen Standorten des Kulturlandes und entlang von Fließgewässern (Turin 2000). In Skandinavien werden ebenfalls nur mindestens teilweise schattige Lebensräume besiedelt, v.a. Wald (Lindroth 1986). Ein dänischer Fundort liegt auf „feuchtem, lehmigem Mull-Boden, auf offenen Stellen zwischen *Carex*“ (Lindroth 1986). Für Frankreich nennen du Chatenet (2005) „Süßwasser-Ufer und an sumpfigen Standorten“ und Coulon et al. (2000) planare bis colline Standorte, Hygrophilie und „Sümpfe und Wasserläufe.“ In der Schweiz (Luka et al. 2009) besiedelt sie v.a. collin und schwächer auch montan verbreitet und hygrophil die Kategorie „Ufer und Feuchtgebiete.“ Verschiedene Funde gelangen jedoch auch außerhalb des Feuchtwald-Kontextes (sh. beim Schluchtwald).

Handke (1993) fing sie in zwei von vier untersuchten Hartholzauwäldern am hessischen Rhein, syntop mit *A. austriacum*. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) fehlte sie. Sie ist vermutlich makropter und flugfähig (Turin 2000).

<i>Asaphidion curtum</i>	ADF: 17,2479 (<0,0001)	(SIWS)>(S+B)	(S+B), (SIWS), ADF, (LF)	(A), S(>70)	(Buche); Höchster HT: ADF	n.t.
--------------------------	---------------------------	--------------	-----------------------------	-------------	---------------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	?	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art wird auch bei den Schluchtwäldern besprochen, das Vorkommen im ADF (mit sehr geringem Chi²-Testwert) leitet zu Auen über, daneben wurde sie aber auch zum Teil in Buchenwäldern gefunden, und scheint keinen klaren Auenbezug zu haben. In der ISA wird kein signifikanter Wert erzielt.

Pterostichus niger ist eine Art mit Vorkommen v.a. in eher feuchten Laubwäldern (Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a), die aber auch im Offenland vorkommt (Lindroth 1986, GAC 2009), und wird auch bei den Eichenwäldern besprochen. Für Frankreich gibt du Chatenet (2005) „große Wälder“ als Habitat an. In Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-hygrophil“ ein. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in mesotrophen Laubwäldern, mit weiteren Haupt- und Nebenvorkommen in verschiedenen offenen Feuchthabitaten, einschließlich Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“ und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten. Lindroth (1949) erwähnt als Lebensraum u.a. speziell auch „an schattigen Ufern, namentlich unter *Alnus glutinosa*.“ Sie tritt regelmäßig in Feuchtwäldern (GAC 2009), und dabei auch in nicht geringer Abundanz in Überflutungsaunen auf (z.B. Sustek 2003).

Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung sowohl vor als auch nach der Regulierung, in hohen Aktivitätsdichten; auch gegenüber einer Auendynamik-Simulation (in einem anderen Gebiet) erwies sie sich als indifferent. Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in ähnlichen Abundanzen im Buchenwald wie im Weichholzauwald und Uferstandorten der Rastatter Rheinaue. Die Art erholte sich recht gut von dem von Gerisch & Schanowski (2009a) untersuchten Extremhochwasser an der Elbe. Sie kam vor- wie hinterdeichs in ähnlichen Abundanzen vor (Gerisch & Schanowski 2009b). Mletzko (1972) bezeichnet die Art als typisch für den Hartholzauwald der Elsteraue, sie trat hier auch an der feuchtesten Stelle auf. Auch im Hartholzauwald bei Halle (Tietze 1966b) war es eine der häufigsten Arten, ebenso in einem mährischen Hartholzauwald (Obrtel 1971b). In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art überwiegend mit höherer Stetigkeit in einigen der untersuchten Weich-, weniger in den Hartholzauwäldern auf. In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen Donau (Szel et al. 2005) fand sich die Art in allen drei Varianten und mit relativ höchster Abundanz in der mittleren Variante. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßig hoher Abundanz auf. An Feuchtstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) ist sie mäßig stetig und stets in geringer Abundanz vertreten. Sie ist zwar makropter, aber wahrscheinlich überwiegend oder sogar z.T. vollständig flugunfähig (Luff 1998, Turin 2000).

Die Art wurde in den meisten Untersuchungen mit großer Stetigkeit und meist mittlerer Abundanz in Schwarzerlen-Bruchwäldern nachgewiesen (Sustek 2004, Schiller 1973, Bezdek et al. 1997, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985), dabei auch nasse Ausprägungen nicht meidend (Riegel 1996, Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991), zumindest teilweise dort sogar in höheren Abundanzen (Nötzold 1996). Sie kommt auch im Birken-Bruchwald vor (z.B. Platen 1989, Baehr 1980), nicht aber in sehr oligotrophen CEA, die zum Übergangsmoor vermitteln (Platen 1989). In sächsischen CEA trat sie auf Flächen sehr unterschiedlichen Grundwasser-Flurabstandes auf, von den nassesten bis zu stark abgesenktem Wasserstand, ohne klare Präferenz (Stegner 1999). In dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoor trat sie mit großer Stetigkeit, jedoch nur in geringen Abundanzen in den verschiedenen Teilhabitaten auf. Auch in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf kam sie abundant vor (Obrtel 1972). Barndt (1976) interpretiert den Bezug zu Wald und Offenland so, dass die Art „am häufigsten in feuchten Waldgesellschaften“ auftritt, und „von dort aus auf vegetationsreiche Flachmoorflächen und Kulturfelder vordringt.“

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur als Einzeltier auf.

<i>Pterostichus niger</i>	FEUES: 31,3550 (<0,0001)	Au/Bruch: WS>AB>AW> STA>LBW; zusammen: WS>AB>STA> CPI>LITR	WS, MIN, LBW, LH, FEUES, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI, SIWS, SIES, FA, BB, HF, KIE, CPI, BRAS, WBF, SO: neg., AB, AW, ALN, ALNS, STA, CEA, (SAN), (BRUS), (BRSI), (BRU), OM: neg.	F>5: neg.	Schlucht, Buche, Kiefer, Eiche; Höchster HT: STA	n.t.
---------------------------	--------------------------------	---	--	-----------	---	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	(+)	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	-----	---	---------------------------------	---

Diese Art kann zusammenfassend als Beispiel einer hygrophilen, jedoch nicht hygrobionten Art dienen, die nicht an Auwälder gebunden ist, und auch in anderen, feuchten, jedoch meist nicht nassen Wäldern auftritt, Auwälder aber keinesfalls meidet und hier trotz nicht gegebener Spezialisierung ausschließlich auf diesen Lebensraum nicht als Störungszeiger aufzufassen ist. Der maximale χ^2 -Testwert, der gering ist und auf das von Au- und Eichen-Hainbuchenwälder-Standorten gemeinsam gebildete Konvolut lautet, wird gefolgt von dem noch weiter gefassten Konvolut aller Waldstandorte, und zeigt, dass die Art recht verschiedene Waldhabitats gleichermaßen besiedeln kann. Ob wirklich das Stellario-Alnetum als maximaler Testwert für einen Habitattyp dem präferierten Habitattyp auf HT-Ebene entspricht, erscheint im Lichte der Literatur denkbar, ist aber nur durch einen niedrigen Testwert belegt.

Pterostichus madidus wird von Koch (1989) als Laubwälder, besonders Fagetalia bevorzugend aufgeführt (sh. ausführlich bei den Schluchtwäldern). Sie kommt aber nach manchen Quellen ferner auch an Waldrändern und Offenland-Biotopen wie u.a. „Trockenhängen“ vor (z.B. Koch 1989, Turin 2000), sowie in Flussauen (Koch 1989). In der Schweiz wurde sie u.a. an Waldrändern und an „waldgesäumten Bachbetten“ gefunden (Marggi 1992), laut Luka et al. (2009) spielen Funde in Auwäldern aber nur eine sehr untergeordnete Rolle.

In Aufnahmen aus südwestdeutschen Flussauen (Spang 1996, Siepe 1989, Neu 2007) fehlt sie.

Insgesamt überwiegen Nennungen für terrestrische Waldhabitats sehr deutlich (sh. beim Schluchtwald). Einige Quellen geben an, dass eher trockene Habitats bevorzugt (Marggi 1992), bzw. dass nasse gemieden werden (Baguette 1993).

Wasser stellt „eine wichtige Ausbreitungsbarriere“ der flugunfähigen Art dar (Turin 2000), und ins Wasser gefallene Tiere haben „ausgesprochen schlechte Überlebenswahrscheinlichkeiten“ (Turin 2000 unter Verweis auf Heydemann 1967c).

<i>Pterostichus madidus</i>	ADF: 34,6111 (<0,0001); Au/Bruch: CRF: 19,8548 (<0,0001)	AB>EF>ALN> SQS>AW; zusammen: AB>CRF>EF> ALN>LBW	LBW, (MIN), AB, AW, ALN, (ALNS), SQS, CRF, EF, SIWS, ADF	Keine	Schlucht; Höchster HT: ADF	n.t.
-----------------------------	--	---	--	-------	----------------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	N	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert und zugleich Maximalwert für einen HT liegt im ADF, als Habitattyp, der zwischen Schlucht- und Auwäldern vermittelt. Dass innerhalb der Auwälder im engeren Sinne eine Affinität zum CRF besteht, ist nur durch einen geringen χ^2 -Wert belegt und bedürfte der weiteren Überprüfung der nur durch wenige Funde vertretenen, da arealbeschränkten Art.

Platynus scrobiculatus kommt auch in kühl-schattigen/feuchten Schluchtwäldern vor (sh. dort). Koch (1989) beschreibt die Art als hygrophil, ripicol und silvicol, feuchte Gehölze, steinige Ufer und schattige Waldgewässer und feuchte Waldgräben besiedelnd. GAC (2009) klassifiziert sie als Uferart auf grobem Substrat, für die Alpen auch als Auwald-Art.

<i>Platynus scrobiculatus</i>	FA: 38,7034 (<0,0001); Au/Bruch: PRF: 12,6417 (0,0004)	Au/Bruch: EF>LBW>ALN>SQS>MIN; zusammen: SIWS>SIES>P RF>EF>LBW	LBW, MIN, AW, ALN, SQS, PRF, EF, STA, S+B, SIWS, SIES, FA, ADF	n.t.	Schlucht; Höchster HT: FA	n.t.
-------------------------------	---	---	--	------	------------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der höchste Chi²-Wert ist gering, eine spezielle Affinität zu einem konkreten HT wie dem PRF mithin nur schwach ausgeprägt, zumal der höchste HT insgesamt das FA im Kontext der Schluchtwälder ist. Die ISA errechnet keine signifikanten Werte.

Pterostichus fasciatus kommt wie *Platynus scrobiculatus* ebenfalls auch in kühl-schattigen/feuchten Schluchtwäldern vor (sh. dort). Die Art ist hygrophil (Koch 1989, Marggi 1992) und fordert Beschattung (Marggi 1992, Koch 1989). Als ein besiedelter Waldtyp werden auch Auwälder und Ufer genannt (Koch 1989, GAC 2009), bzw. „an Waldbächen“ (Dahl 1925). Neben Waldhabitaten nennt GAC (2009) auch Hochstaudenfluren, Koch (1989) auch Abbaustellen.

<i>Pterostichus fasciatus</i>	PRF: 45,7591 (<0,0001)	EF>AW>ALN>SQS>AB	LBW, MIN, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, PRF, EF, (OM: neg.), S+B, SIWS, SIES, FA, ADF	n.t.	Schlucht; Höchster HT: PRF	n.t.
-------------------------------	------------------------	------------------	--	------	-------------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	K	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Es gilt dasselbe wie bei *Platynus scrobiculatus*, d.h. der höchste Chi²-Wert ist relativ niedrig, eine Affinität zu einem speziellen HT wie dem PRF mithin nur eher schwach ausgeprägt, zumal der höchste HT insgesamt das FA im Kontext der Schluchtwälder ist. Die ISA errechnet auf Ebene mineralisch beeinflusster Feuchtwälder (einschließlich der Bruchwälder) versus (rein) organischer einen signifikanten Wert für mineralische.

Bembidion lampros (sh. auch bei den Kiefernwäldern) wird vielfach als eurytop eingestuft (GAC 2009), dabei unbeschattete Lebensräume bevorzugend, die trocken bis feucht sein können, wie Grünland und lehmige Ufer, lehmige Äcker u.ä. (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992). Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in Ackerunkrautfluren, mit weiterem Hauptvorkommen in „mesophilen Laubwäldern“ und Nebenvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten, Queckenfluren und ausdauernden Ruderalfluren. In den Niederlanden tritt sie mit mäßiger Stetigkeit und Abundanz auch in den verschiedenen Waldtypen auf (Turin 2000). Köhler (2000) stuft die Art nicht als ripicol ein.

In Weich- und Hartholzauwäldern des Rheins wurde sie von Neu (2007) regelmäßig gefunden, bei negativer Auswirkung eines Trockenjahres mit Niedrigwasserständen. Auch in weiteren Arbeiten wurde sie im Auwald gefunden (Lehmacher 1978, Handke 1993, Zawadzki & Schmidt 1994), fehlte in anderen hingegen (Zulka 1994a, Sustek 2008). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie nur in geringer Abundanz auf.

Die Art tritt mit gewisser Regelmäßigkeit auch in Eichen-Hainbuchenwäldern des Flachlandes auf, sowohl in Nordwestdeutschland (Falke et al. 2000a, Vossel & Aßmann 1995) und hier möglicherweise mit Bevorzugung von Hutewald, als auch in Südwestdeutschland (Müller 1983, Trautner et al. 1998) und Norditalien (Brandmayr & Brunello Zanitti 1982). Bei Falke et al. (2000b) fehlt die Art im (sehr)

feuchten Eichen-Hainbuchenwald, den diese Autoren zum Quercu-Ulmetum stellen, und kommt nur in der weniger feuchten Ausprägung vor, in der rein terrestrischen auf Standort des Luzulo-Fagetums hingegen auch nicht. In bodensauren Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes auf Standorten des LF (Hochhardt 2001) trat sie nur in der „Lichtphase“ des collinen Esskastanien-Niederwaldes auf, in den ersten beiden Jahren nach dem Stockhieb abundant bzw. sehr abundant, dann im dritten Jahr wie am Bestandsrand der „Schattenphase“ nur noch als Einzeltier. In einem Siegerländer Hauberg (Fuhrmann 2007) war sie in der Feldbau-Phase stetig vertreten, und trat in den meisten anderen Phasen sporadisch in Form von Einzeltieren auf.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie in hoher Stetigkeit und Abundanz auf und fehlte in den Vergleichsbeständen weitgehend (Trautner & Rietze 2001). Sie trat auf Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg regelmäßig auf, und deutlich weniger bzw. nur teilweise in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998).

In der Döberitzer Heide wurde die Art mehrfach in Ruderal- und Acker-Unkrautfluren nachgewiesen, doch „spärlicher als sonst üblich“ (Beier & Korge 2001), was wohl der vorwiegend sandigen Bodenart geschuldet ist.

Plachter (1986) fand sie nur an einer der von ihm untersuchten Kiesbänke der Isar, und wenig abundant. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mäßig stetig und gering bis mäßig individuenreich. Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München.

<i>Bembidion lampros</i>	BRAS: 76,7671 (<0,0001); Au/Bruch: FRU: 30,3529 (<0,0001)	WHI>SAN>FEUES>MIN; zusammen: LITR>WBF>FRU>WHI>KIE>SAN	MIN, FEUES, (SAL), FRU, WHI, SAN, LITR, TRSS, KIE, BRAS, SO	Keine	Kiefer; Höchster HT: WBF	n.t.
--------------------------	--	--	---	-------	--------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der Chi²-Maximalwert, zugleich Maximalwert für einen HT, ist gering und lautet auf Brandstandorte, im Auen-Kontext auf Hartholzauwald. Es handelt sich wohl um die eurytopste Ahlenläufer-Art, doch erscheint es durchaus plausibel, dass beide Lebensräume auch Entsprechungen bei den natürlichen Lebensräumen der Art haben, als Art der Auen (wie die meisten Ahlenläufer) und der (natürlichen) Störstellen und Ruderalvegetation. Die Art kann stellvertretend für eine Gruppe von Arten stehen, deren Testergebnisse eher auf Störstellen als ursprünglichem bzw. präferierten Lebensraum hindeuten, für die aber auch ein ursprünglicher Auenbezug als Teil der natürlichen Habitate der Art durchaus wahrscheinlich ist.

A.5.6.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Platynus livens ist auch bei den Schluchtwäldern aufgeführt. Koch (1989) listet sie u.a. für „sumpfige Wälder, Erlenbrüche, sumpfige Flussauen, feuchte Auwälder“, sehr ähnlich Hurka (1996). GAC (2009) führt sie daneben auch für Großseggenriede auf. Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. Trautner (1996a) listet sie im Zielartenkonzept Baden-Württemberg für die Typen Au- sowie für Sumpf-/Bruchwald. Platen (1989) zählt sie zu den Arten der Erlenbruchwälder. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit Nebenvorkommen in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“. Stegemann (2002) beschreibt sie aus der Ueckermünder Heide Mecklenburgs als v.a. in Bruchwäldern auftretend, und hier z.T. abundant. Turin (2000) beschreibt die Habitatpräferenz als „morastige Laubwälder, v.a. mit Erlen oder Birken“, auch auf „kleiigem Boden.“ Irmeler & Gürlich (2004) konnten die Art in Schleswig-Holstein sehr selten nachweisen, in feuchten Erlen- und Birkenwäldern, jedoch ausdrücklich nicht in nassen Erlenwäldern, die nach diesen Autoren „gemieden werden“; sie stufen die Art daher als mesohygrophil und silvicol ein. Ihre Einstufung „eutrophophil“ erscheint auf Basis des Vorgesagten nicht nachvollziehbar und bezieht sich möglicherweise auf die meist wohl erhöhten Humusgehalte. Dies gilt auch für die Beschreibung bei Marggi (1992), wonach sie „im Gesamtareal in Sumpf- und Bruchwäldern, besonders Buchenwäldern heimisch“ ist, da letztere ja schwerlich zu den erstgenannten beiden Gruppen zählen.

In der Schweiz benötigt die Art Marggi (1992) zufolge „morastigen, sehr feuchten Boden in Feucht- und Sumpfgebieten.“ Für Frankreich (du Chatenet 2005) werden Flusssufer und Sümpfe“ und speziell das Vorkommen am Fuß von Erlen sowie im *Sphagnum* erwähnt. Beispielsweise im Kiefernforst-Gebiet Südwestfrankreichs wurde sie in einer Zwergstrauchheide unweit eines Auwaldes in Einzeltieren gefunden (Barbaro et al. 2006). Desender et al. (1995) beschreiben das Habitat für Flandern mit „feuchten Laubwäldern, vor allem Erlenbruchwälder und Talwälder.“ Desender et al. (2008) bezeichnen sie für Belgien als „stenotope Waldart.“ In den Niederlanden kommt sie in höchster Stetigkeit in Erlen- und Weiden- sowie Pappel-geprägten Feuchtwäldern, aber auch Eichen-Birken- und Eichen-Buchenwäldern regelmäßig vor (Turin et al. 1991, Turin 2000). Nach Lindroth (1949) kommt sie in Skandinavien „in schattigen Laub- oder Mischwaldsümpfen von recht verschiedenen Typen vor“, nämlich neben ausgesprochenen Feuchtwäldern „sogar auf stark lehmigem Boden“, aber „Sümpfe mit *Betula* und *Alnus glutinosa* werden bevorzugt.“ Krogerus (1960) fand sie in Skandinavien in „Bruchmooren“. In Großbritannien ist sie „sehr hygrophil“ und kommt in „sumpfigen Laubwäldern vor, oft Erle, zwischen Erlen und Torfmoosen“ (Lindroth 1974), nach Luff (1998) in „Niedermooren, Brüchen und feuchten Wäldern.“ In Irland lebt sie „thermophil in sumpfigen Laubwäldern und Brüchen“, und ist auf Kalkgebiete beschränkt (Anderson et al. 2000).

Regelmäßig wird sie in Auengebieten nachgewiesen. Spang (1996) fand sie in der Oberrheinaue mehrfach in rezenten Auwäldern (z.B. Weichholzauwäldern) und an Ufern. Nach Nowotny (1950b) „scheint *Platynus livens* in den Sumpfgebieten der Altrheine am Oberrhein keine Seltenheit zu sein.“ Lehmacher (1978) fand sie in Habitaten der Siegmündung nur in Silberweiden-Auwäldern, Gerken (1981) in der Oberrheinaue in regelmäßig überfluteter Hartholzaue und ebensolchen Pappelforsten, jeweils in geringer Abundanz. Am Lampertheimer Altrhein trat die Art nur in der Weiden-Weichholzaue auf, nicht im Hartholzauwald (Handke 1993). Zawadzki & Schmidt (1994) fanden sie in der Rastatter Rheinaue auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte sie. Ludewig (1996) spricht von einer „in Süddeutschland äußerst seltenen Sumpfwaldart“ die „durch Zerstörung der Auwälder stark bedroht“ ist (Baehr 1981 zitierend), aber in der Rheinebene noch regelmäßig zu finden ist, u.a. von ihm in einem Pappelforst und einem Schilfgraben. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art überwiegend nur vereinzelt, sowohl in den untersuchten Weich- als auch den Hartholzauwäldern auf; höhere Abundanz wurde in einem Hartholzauwald auf Sand erreicht. Lik (2010) traf sie sowohl im Hartholzauwald und auf Feuchtwiese, nicht jedoch im Pappelforst an. In den Marchauen, mit einem Vergleich verschiedener Auwald-Typen, trat die Art in fast allen Typen, einschließlich des Röhrichts, aber nur in eher geringen Abundanzen auf, im anmoorigen Erlenwald fehlte als einziges ein Nachweis; die relativ höchsten Abundanzen erreichte sie in einem Eschenwald auf tonigem Gleystandort (Zulka 1994a). In dem von Mletzko (1972) untersuchten Hartholzauwald-Gebiet fehlt die Art, in der von Tietze (1966b) untersuchten Hartholzaue trat sie nur in geringen Abundanzen auf. Bonn (2000) bezeichnet sie als Indikatorart intakter Qualmwasserbereiche im Auwald, und Schröder et al. (2003) als Zielart für Hartholzauwälder (der Elbe); in einem auf logistischer Regression basierenden Habitatmodell der Feinverbreitung in einem von Qualmwasser beeinflussten Hartholzauwald ermittelten sie Bodenfeuchte als den bei weitem wichtigsten Habitatfaktor. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf. An Nassstellen der Agrarlandschaft fehlt sie vollständig (Brose 2000). Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

In einem mit Havelwasser renaturierten, mesotrophen Verlandungsmoor Berlins (Platen 1991) trat die Art vereinzelt im Schwarzerlen-Bruchwald auf. Buchholz et al. (2009) fanden sie in einem nordwestdeutschen Moorgebiet im (sekundären) Moorwald und vereinzelt in Molinieten.

Mehrfach wird angegeben, dass sie in Totholz oder unter Rinde gefunden wurde (Marggi 1992, Luff 1998, Beier & Korge 2001, du Chatenet 2005).

In Bayern ist die Art offenbar sehr selten, ein Nachweis aus Auen- oder Bruchwäldern fehlt im ausgewerteten Datenbestand. Für eine kritische Diskussion der Testwerte dieser Art wird auf den Abschnitt Schluchtwald verwiesen. Die Präferenz im bayerischen Datenbestand deutet eher auf feuchte, nicht extrem nasse Laubwälder hin. Möglicherweise stellen in Bayern gerade Übergänge von Bachschlucht- und Bachauwäldern einen geeigneten Lebensraum dar. Dies bedarf der weiteren Überprüfung.

Die Literaturangaben zu *Trechus rubens* (sh. auch beim Fichtenwald) sind in manchen Punkten widersprüchlich. Während sie z.B. von Jeannel (1927) als Eiszeitrelikt bezeichnet wird, ist sie Horion (1941) zufolge weiter verbreitet und ausbreitungsfähig, und nur durch das „besondere Kältebedürfnis

dieser nordeuropäischen Art“ eine Bindung an höhere Lagen zu erklären. Auch Marggi (1992) betont das Kältebedürfnis der Art. Funde in tieferen Lagen deutet Horion (1941) als Verdriftung mit Hochwassergenist oder von schwärmenden Tieren. Die Art ist makropter und flugfähig (Turin 2000). Für Baden-Württemberg stuft Trautner (1996a) sie im Zielartenkonzept als Bewohner von Fließ- und Stillgewässer-Ufern (Hauptvorkommen) und Au- sowie Sumpf-/Bruchwäldern (Nebenvorkommen) ein, jedoch ohne Höhenangabe (wie in dieser Arbeit durchgehend). Übereinstimmend wird sie als hygrophil bezeichnet (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992), mit Vorkommen an Ufern und auf lehmigen (Hurka 1996) oder bevorzugt anmoorigen oder torfigen Böden (Marggi 1992), ferner in Mooren sowie in Sumpf- und Bruchwäldern (GAC 2009). Köhler (2000) klassifiziert sie als ripicole Art. Koch (1989) bezeichnet sie als pholeophil [Dunkelheit-liebend]. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „humicol“ ein.

Renkonnen (1938) fand die Art in Finnland „in düsteren Fichtenbrüchern unter der Streu [...]. Nach Reitter (1908) und Gerhardt (1910) kommt sie an Flussufern, nach Sahlberg (1874) jedoch unter Moos und Laub auf feuchten Stellen in Wäldern“ vor. Die Mehrzahl der Arbeiten betont also ein Vorkommen auf torfigem Substrat bzw. in Mooren (Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), jedoch nicht darauf beschränkt (s.o.). Beispielsweise in den Südtiroler Alpen hält Kopf (2008) sie für eine „feuchtigkeitsliebende Art anmooriger Böden und schattiger Schotterufer.“ Im nördlichen Nordamerika ist die Art eingebürgert und tritt synanthrop auf, im Humus und unter Steinen, „lichtmeidend und ziemlich hygrophil“, aber meist in offenem Gelände (Lindroth 1961-1969).

In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt diese Art ebenfalls gelegentlich und in geringen Abundanzen auf (Stegner 1998a), sowohl in nassen wie hydrologisch gestörten, ohne klare Bevorzugung, v.a. wohl in den in Flussauen gelegenen (Stegner 1999). Sie wird von Stegner (1999) „zumindest in Mitteldeutschland“ als mögliche „Leitart der Erlenbrüche“ bezeichnet, wenn die Art auch dort keineswegs in jedem intakten Bruchwald gefunden wurde und nicht auf Bruchwälder beschränkt ist.

Hejkal (1990) stellte die Art in einem tschechischen Feuchtgebiet in einem „sumpfigen Erlen-Hain“ [...] in einer dichten Laubschicht“, gelegen auf Sandstandort und im Bereich eines Baches. Stegemann (2002) meldet Funde an erster Stelle von torfigen Gräben.

Plachter (1986) fand die Art als Einzeltier auf einer der von ihm untersuchten Isar-Kiesbänke.

<i>Trechus rubens</i>	FBL: 26,6380; Au/Bruch: ALN: 15,2058 (<0,0001)	Au/Bruch: STA/CEA>SQS >AW>AB; zusammen: ALN>STA/CEA >SQS>AW>AB	FH, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU, (HL), HLW, FBL	Keine	Fichte; Höchster HT: FBL	n.t.
-----------------------	---	---	--	-------	-----------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Das eigene Datenmaterial dieser schwer erfassbaren und mit Bodenfallen untererfassten, da sich bevorzugt unter Steinen verborgen aufhaltenden Art (Horion 1941), reicht wohl nicht aus, um eine abschließende Einstufung für bayerische Verhältnisse abzugeben. Der höchste Chi²-Wert ist gering und zeigt Affinität zu Bachoberläufen (Alnion) an, höchster Habitattyp im Auenkontext ist das Stellario-Alnetum (gleichrangig mit dem CEA), insgesamt der Fichten-Blockwald, was durchaus mit dem von der Literatur gezeichneten Bild kongruent ist. In der ISA werden keine signifikanten Werte im Auenkontext erzielt.

Im Datenbestand fehlen die folgenden Arten - wohl aufgrund ihrer großen Seltenheit und teilweise des sehr schwierig mit Bodenfallen zu beprobenden Lebensraumes - ganz:

Bembidion starkii besiedelt nach Burmeister (1939) „Dünen, bewachsenen Ufersand, Quelltümpel und sumpfige Orte in Laubwäldern“, und kommt nach Koch (1989) ferner an „schattigen Quelltümpeln und in Tirol besonders an sumpfigen Gräben in Auwäldern“ vor. Paill & Kahlen (2009) zufolge besiedelt sie „wechselfeuchte Schlammufer“. Paill & Holzer (2003) beschreiben den Lebensraum als „schlammige Ufer von Waldbächen“ und fanden die Art „entlang eines kleinen, durch einen Bruchwald strömenden Gerinnes.“ Am Bodensee werden Feinsedimentufer (v.a. Schluff) mit einem Vegetationsmosaik voll besonnter Stellen und dichter Vegetation besiedelt (Bräunicke & Trautner

2002). Diese Autoren berichten auch von einem Vorkommen an der Ammer in „Flutrinnen einer Wildflusslandschaft, die nur bei starken Hochwassern geflutet werden.“ Für Baden-Württemberg wird die Art als Auwald-Bewohner (nur an Fließgewässern) eingestuft (Trautner 1996a). Apfelbeck (1904) nennt „versumpfte Stellen im Wald“, Netolitzky (1913) ergänzt dazu „Laubwälder an Sumpfstellen, Quelltümpeln, alten Prügelwegen usw., dort wo der Pflanzenwuchs nicht allzu dicht ist“, und nennt ferner z.T. auch Ränder von Stillgewässern als Lebensraum. In Vorarlberg wurde die Art an einer „schwarzschlammigen Stelle“ auf einer Waldlichtung beobachtet (Brandstetter & Kapp 1997). Aus den relativ wenigen verfügbaren Beschreibungen der Fundorte ergibt sich noch kein klares Bild, welche Habitate der Aue genau das Vorzugs- bzw. das nutzbare Habitat der sehr seltenen Art darstellen, bzw. welche speziellen Faktoren die Eignung ausmachen.

Nach Lorenz (mdl. Mitt. 1999) kommt die Art u.a. in übersandeten Auwäldern vor.

Bembidion doderoi kommt neben Bachhabitaten (am Rand der Sprühwasserzone von Wasserfällen, im Schotter und unter Laub, Kless 1959) ferner in nur temporär Wasser führenden, schattigen Schluchten (Hurka 1996) vor (sh. auch beim Schluchtwald). Marggi (1992) führt für die Schweiz aus, dass „die meisten Fundstellen sich in vollständiger Schattenlage finden, wobei die Temperatur durch das fließende, rinnende und tropfende Wasser noch weiter herabgesetzt wird.“ Marggi (1992) hält die Art in der Schweiz für eine „Kalkart, die erhebliche Feuchtigkeit beansprucht. Sie wird in Kalkhängen an Bachufern, in der Sprühzone der Wasserfälle, an größeren Rinnsalen der Hänge, an Tropf- und Sickerstellen unter Felsblöcken, am fließenden Wasser unter Steinen [...] und selbst im sehr nassen Quellmoos gefunden.“ Für Baden-Württemberg stuft Trautner (1996a) sie im Zielartenkonzept als Bewohner von Fließgewässer-Ufern (Hauptvorkommen) und Au- sowie Sumpf-/Bruchwäldern und Feuchtwäldern (Nebenvorkommen) ein. Sokolowski (1958) beobachtete die Art in einer Bachschlucht an einer Sinterterrasse, „im pflanzenlosen Kalkschotter“ und unter Laub des angrenzenden Waldes. Wirthumer (1975) zufolge kommt sie „an schluchtartigen Quellbachufern auf Felsgrund, an Wasserfällen und Klammaustritten unter Buchenlaub vor.“ Kopf (2008) beschreibt sie aus einem Gebiet in den Alpen als „sehr anspruchsvolle Schotteruferart an unverbauten, schattigen Alpenbächen.“

Möglicherweise wird die Art auch aufgrund der sehr versteckten Lebensweise und der kaum mit Bodenfallen zu probierenden Lebensräume besonders selten nachgewiesen (Lorenz 2001).

Im Bayerischen Wald fand Lorenz (2001) die montane Art in „tief eingeschnittenen Schluchtstrecken des Epirhithrals. Typische Habitate weisen spezielle Uferstrukturen aus lockeren, spaltenreichen Lagen von Falllaub und Gestein bzw. abbrechendem Uferlehm auf; häufig liegen sie in der Sprühzone von Wasserfällen. Stets sind die besiedelten Uferstrecken stark beschattet und weisen ein feucht-kühles Mikroklima auf“ (Lorenz 2001).

Agonum scitulum ist „in der temperaten Zone Europas ausgesprochen diskontinuierlich verbreitet“ (Paill 2010), was auch für das Verbreitungsbild in Deutschland (Trautner et al. 2014) gilt. Turin (2000 in Irmeler & Gürlich 2004) zufolge werden v.a. „überströmte Habitate an Bächen und Flüssen“ besiedelt. In Schleswig-Holstein ist sie auf Elbtal und Unterläufe der Zuflüsse beschränkt, hier „auf schlammigem Boden“ und „festem Auenlehm“ vorkommend (Irmeler & Gürlich 2004). In der Schweiz lebt sie auf „stark nassem und morastigen Boden mit hoher Vegetation in Überschwemmungszonen von Bächen und Flüssen“ (Marggi 1992). Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. Paill (2010) zufolge „werden neben lichtoffenen Gewässerverlandungen auch dicht überschirmte Bruchwälder“ besiedelt“, die Art also gegenüber Beschattung „euryvalent“. Für Österreich vermutet Paill (2010) eine Präferenz für „Großröhrichte und Flutrasen an naturnahen Fließgewässern“, während die Art am Nordwestrand des Areals in Südengland ausschließlich auf „beschattete sumpfige Habitate und Bruchwälder“ beschränkt sei (Luff 1998).

An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie ausschließlich, und in hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf.

Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000, Paill 2010).

Die Art hat sich nach Lorenz (2001) erst in jüngster Zeit auf natürlichem Wege nach Bayern ausgebreitet und wurde von ihm „an verschiedenen Stellen des Alpenvorlandes in z.T. hoher Dichte festgestellt, sowie 2001 erstmals auch im Ilz-Einzugsgebiet des Bayerischen Waldes.“ Lorenz (2001) rechnet v.a. aus „Erlenwäldern der Rhithral-Zone“ mit weiteren Nachweisen. Auch vermutet er, dass die Art aufgrund ihrer großen Ähnlichkeit mit *A. micans* z.T. verkannt wird.

Agonum versutum besiedelt „flache unbeschattete sumpfige Ufer, Moore, feuchte Wälder und Wiesen, schattige Uferstellen in Wäldern“ (Koch 1989). Hurka (1996) erwähnt für Tschechien und Slowakei v.a. Ufer von Gewässern und vegetationsreiche Sümpfen sowie Auwälder. In den Niederlanden wurde die „sehr hygrophile“ Art v.a. in Feuchtheiden und Mooren sowie als einzigem Waldtyp in nassen Erlen- und Weidenwäldern (der auch die Bruchwälder beinhaltet) gefunden. In den meisten Aufnahmen aus Schwarzerlen-Bruchwäldern (Nötzold 1996, Stegner 1998a, Bezdek et al. 1997, Sustek 2004, Schiller 1973) fehlt die Art, trat aber u.a. bei Platen (1989, 1991) und Riegel (1996) mit gewisser Stetigkeit in diesem Lebensraum auf, bei Platen (1989) ebenso in Birken-Bruchwäldern. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art in hoher Abundanz auf. An Nassstellen der Agrarlandschaft fehlt sie praktisch (Brose 2000). Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Die Art hat nach Lorenz (2001) in Bayern eine trotz Flugfähigkeit nur sehr „inselartige“ Verbreitung. Er beschreibt sie als „ausgesprochen Feuchte liebende Art der Uferwiesen und lichten Auwälder“, v.a. der „regelmäßig überfluteten Auezone an größeren Fließgewässern.“ Den Angaben in Horion (1941), wonach die Art in Südbayern „in Hochmooren und an Sumpfstellen“ häufiger anzutreffen sei, widerspricht er.

Patrobus australis kommt in Deutschland „in zahlreichen Lokalformen von den Alpentälern über das Alpenvorland bis ins norddeutsche Tiefland vor; von der planaren bis in die colline Region“ (Müller-Motzfeld 2006a). Die Abgrenzung zu *P. septentrionis* wird in der (v.a. älteren Literatur) unterschiedlich gehandhabt (Müller-Motzfeld 2006a), der Bezug mancher Angaben in der Literatur ist daher unklar.

Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, ohne Nennung weiterer Habitate. In Berliner Mooren wurde sie in Schwarzerlen- und Birken-Bruchwald gefunden (Platen 1989, Platen 1991). Aus Mecklenburg nennt Stegemann (2002) Funde aus „Waldweihern und Kesselmooren.“ Lindroth (1949) zufolge lebt sie in Süd-Finnland v.a. „an Seeufemern und hauptsächlich unter trockenem Laub und dergleichen auf Sandboden“, in Dänemark und Norddeutschland v.a. den Ufern von Waldtümpeln. Sie ist flugfähig (Müller-Motzfeld 2006a).

In der Schweiz ist die Art sicher nur „aus tiefen Lagen an Seen und großen Flussufemern bekannt“ (Marggi 1992), die sub- und alpinen Fundorte ergaben hingegen fehlbestimmte *P. atrofusus* (Marggi 1992). Im Bundesland Salzburg wurde sie nur sehr selten, und u.a. in einem Moorgebiet gefunden (Geiser 2001), möglicherweise sind diese Angaben aber (teilweise) auf *P. septentrionis* zu beziehen).

In Bayern wurde sie am Bodensee und am Inn nachgewiesen (vgl. Franz 1943, als *P. septentrionis*), und lebt hier an offenen, aber auch teilweise oder ganz beschatteten Ufern, auf gemischtem Substrat mit Anteilen organischer Substanz (Bräunicke & Trautner 2002), nach Müller-Motzfeld (2006a) an „Verlandungen stehender und großer fließender Gewässer.“

Das Vorkommen des boreoalpin (Kühnelt 1940) disjunkt verbreiteten ***Patrobus septentrionis*** in Deutschland ist nach Müller-Motzfeld (2006a) aufgrund unzureichender Unterscheidung von *P. australis* unsicher; denkbar ist ihr Vorkommen in den bayerischen Alpen. In den Alpen kommt sie „ausschließlich in der subalpinen bis alpinen Region“ vor (Müller-Motzfeld 2006a). In der Schweiz ist ein alpines Vorkommen für die Habitatkategorie „Ufer mit Vegetation“ aufgeführt (Luka et al. 2009). Molenda (1989) fand sie in hochmontanen Kältehabitaten des Südschwarzwaldes relativ stetig in verschiedenen Habitaten, besonders abundant in einem Fichtenbestand auf ebenem Standort und im Aceri-Fagetum einer Schluchtrinne; in den Habitaten auf moorigen Standorten bzw. mit Torfmoos trat sie nicht auf.

Als eine von sehr wenigen Laufkäferarten kommt sie sogar in Grönland vor, und besiedelt insgesamt ein riesiges boreales Areal (Kühnelt 1940). In Großbritannien ist die Art fast nur in höheren Lagen der schottischen Highlands verbreitet (Houston & Luff 1983). Sie lebt dort „in Wassernähe, im Moos und unter Steinen“ (Luff 1998). In der alpinen Zone der Fjeldregion Skandinaviens und auf der Tundra ist sie „ausgeprägt eurytop“ und lebt sowohl auf Wiesen als auch in Heiden, sowie „in Moorsümpfen“, und „meidet nur die trockensten und sterilsten Orte“; im Nadelwaldgebiet Skandinaviens kommt sie hingegen „nur an den feuchtesten Stellen vor, „teils an den lehmschlammigen mit Carices bewachsenen“ Flussufemern, „teils im *Sphagnum* der Waldsümpfe, z.B. unter *Salix*-Laub“ (Lindroth 1949). Die Art erfährt also bereits innerhalb Skandinaviens gen Norden eine deutliche Habitataufweitung, vergleichbar den Schwesternarten *P. assimilis* und *P. atrofusus*, und ist wie jene bereits in Südsandinavien sehr stenök, was für Mitteleuropa mindestens so sehr gelten muss.

Aus der Gruppe arboricoler Arten nachrichtlich zu ergänzen ist ***Philorhizus sigma***, eine arboricole Art mit Bevorzugung der Weichholzaunen (z.B. Späh 1977, Neu 2007) bzw. „feuchter, meist eher schattiger Biotope“ (Meißner 1998). Neben Weichholzaunen und Weidengebüschen u.a. arboricolen Funden und am Stammfuß von Bäumen, die u.a. auch eine Rolle als Überwinterungsquartier spielen,

lebt die Art Meißner (1998) zufolge auch „an Flussufern, in Schilfröhrichten und baumfreien Niedermooren.“

Im Datenbestand ist die Art nicht enthalten, zwei eigene Sichtbeobachtungen bzw. Handfänge stammen aus feuchten Weichholzaue-Standorten der Unteren Isaraue, unter Pappel- und Weidenrinde.

Ocys harpaloides lebt „oft corticol oder subterran“ (Koch 1989) und wird meist unter der Rinde von Weichlaubhölzern in Auen gefunden (Koch 1989, Hurka 1996). In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art überwiegend eher vereinzelt auf, noch etwas stetiger in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern, aber nur in einer der Hartholzauwald-Probeflächen auf Schluffstandort etwas höhere Abundanzen erreichend. Williams & Gormally (2010) fanden die Art in irischen Deckenmooren bevorzugt in Nadelholz-Aufforstungen auf Deckenmoor. Aus Bayern wurde sie u.a. von Donau und Main gemeldet (Lorenz 2004). Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen regelmäßig nur „in Weidengebüsch und unter Bäumen.“ Die Art wird wegen ihrer Lebensweise mit Bodenfallen höchstwahrscheinlich untererfasst.

Amara gebleri ist eine Art, die (in Mitteleuropa?) nach Irmeler & Gürlich (2004) erst in jüngerer Zeit von *A. aulica* getrennt wird, und beispielsweise von Burmeister (1939) nur für Russland, nicht aber Mitteleuropa angegeben wurde. Horion (1941) stufte sie als montane Art ein, und berichtet, sie sei in den Innauen bei Innsbruck häufig. Hurka (1996, zitiert Hieke 1993) bezeichnet sie als Art mit Vorkommen in den mitteleuropäischen Mittelgebirgen und „Reliktvorkommen in niedrigeren Lagen Mitteleuropas und Sibiriens.“ Ihre Lebensräume setzen sich aus Äckern auf Sand und anderen Böden, sandigen, v.a. überwachsene Ufern, feuchten und nassen Hochstaudenfluren, Weiden, Wiesen und Auwald zusammen (Hurka 1996, GAC 2009). Koch (1989) nennt nur „Talauen, Flussauen“. Luka et al. (2009) klassifizieren sie für die Schweiz als stenotope Art mesohygrophilen, montanen Grünlandes. Sie wurde „wiederholt an *Cirsium*, *Urtica* und *Galeopsis*“ gefunden (Hurka 1996).

Hurka (1996) zufolge ist sie „gegenüber Schatten indifferent“. Hurka (1996) und GAC (2009; nur für manche Regionen), nennen Auwald unter den besiedelten Habitaten. Stegemann (2002) fand sie mehrfach in „Erlen-Eschenbruch“-Beständen der Endmoräne in der Ueckermünder Heide, als „Erstfund für diese Grenzart in Mecklenburg-Vorpommern.“

Im Datenbestand ist die Art nicht vertreten. Die Verbreitung in Bayern hat einen südbayerischen Schwerpunkt (Lorenz 2004).

Syntomus obscuroguttatus ist eine Art, die „auf Sumpfwiesen, in Auen, seltener auch in Trockenwäldern“ und speziell in Luxemburg „fast ausschließlich in Weichholzaunen und Bruchwäldern“ vorkommt, u.a. im „Kopfweidenmulm“ (Müller-Motzfeld 2006a), nach Koch (1989) in ähnlichen Habitaten einschließlich den „Ufern sumpfiger Gräben“ und feuchten Flussauen. Nach Hurka (1996) ist sie gegenüber Schatten indifferent und besiedelt „Waldränder, Gebüschränder, überwachsene Ufer und Auwälder.“ Müller-Motzfeld (2004) stuft sie als thermophil ein.

Im Datenbestand ist die Art nicht vertreten. Die Verbreitung in Bayern beschränkt sich auf einen historischen Fundpunkt im Raum Nordbayern (Lorenz 2014, Trautner et al. 2014). Müller-Motzfeld (2006a) zufolge wurde die Art in Deutschland bisher hingegen nur in Rheinland-Pfalz nachgewiesen. Nach Hurka (1996) kommt sie im westlichen und südlichen Europa und dem Südtel Mitteleuropas vor und ist in Tschechien und Slowakei auf Mähren und Slowakei und das Flachland beschränkt. Die Art ist flugfähig und Müller-Motzfeld (2006a) rechnet mit einer Zunahme der Funde, auch in angrenzenden Ländern.

A.5.6.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Auwald-Typen

Die zahlreichen Bewohner offener **Wildflussauen** (Kies-, Sand- und Schlick-Bänke und Rohboden-Ufer sowie Pionierfluren) sind im Datensatz aus den genannten Gründen stark unterrepräsentiert. Auf die grundlegenden Arbeiten von Plachter (1986a, 1986b), Waldert (1990, 1991) und Metzner (2004) kann jedoch für bayerische Verhältnisse verwiesen werden.

A.5.6.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Hinter der Art *Agonum moestum* (*A. afrum*) verbergen sich nach neuerer Taxonomie *Agonum emarginatum* und *A. duftschmidi*, die nur genitalmorphologisch zu trennen sind. Es handelt sich also um eine kritische Art, so dass viele Literaturangaben nicht sicher auf die konkrete Art zu beziehen sind. Zumindest teilweise kommen beide Arten auch syntop vor (Hurka 1996). *Agonum emarginatum* wird bei den Bruchwäldern ausführlicher besprochen. Durch das Einbeziehen älterer Daten ist es unvermeidbar, auch das Aggregat mit für die Analyse zu verwenden, denn nur dieses liefert schlüssige Werte für die Stetigkeit.

Agonum duftschmidi war in den von Bonn (2000) untersuchten Standorten der Elbaue auf den (intakten) Auwald beschränkt. Am Mittleren Rhein (Neu 2007) trat sie häufig zusammen mit *A. afrum* auf, meist in geringerer Stetigkeit und Abundanz als jene Art, und stärker als jene auf die Weichholzaue beschränkt. Beispielsweise auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art in hohen Abundanzen auf, zusammen mit *A. afrum* sogar in höchsten Abundanzen auf. In Bayern wurde sie bisher noch nicht nachgewiesen (Lorenz 2014 und ASK; Trautner et al. 2014 enthalten nur Punkte außerhalb Bayerns bzw. einen der nordwestlichen Landesgrenze).

Agonum antennarium besiedelt nach mehreren Fundstellen (Freude 1976, du Chatenet 2005) quelliges Gelände in höheren Lagen. GAC (2009) nennt als Kategorie montanes Grünland und listet die Art nur für die Alpen. Marggi (1992) gibt eine mögliche Bevorzugung gebrannter Flächen an, Luka et al. (2009) indes „Feucht- und Nasswiesen.“ Nach Schmidt & Wrase (2005) lebt sie in den Alpen „an schattig-quelligen Standorten“.

Nach Horion (1941) war das Vorkommen der Art, die von den Ostalpen bis den Karpaten und den Balkan vorkommt, für Bayern unsicher und die historischen Belege fraglich. Schmidt & Wrase (2005) beschreiben den 1994 getätigten, ersten belegten Fund aus Deutschland, aus den bayerischen Alpen, am „Ausgang der Klamm, im Übergang der Schotterfläche des Baches zu einer Wiese.“ Das gefundene Tier war ungeflügelt, so dass Schmidt & Wrase (2005) das Vorkommen als „Reliktpopulation einer früheren Ausbreitungsphase“ deuten.

Patrobus styriacus wird beim Bruchwald kurz besprochen.

A.5.7. Bruchwälder

Die Angaben in der fremdsprachigen, aber auch in der deutschsprachigen, nicht von Muttersprachlern verfassten Literatur (z.B. Lindroth 1949) müssen in Bezug auf die Begriffe „Sumpf“, „Bruch“ und „Moor“ zweifellos mit Vorsicht interpretiert werden. Die Terminologie ist erkennbar nicht immer kongruent mit der deutschen Systematik der Feuchthabitate, so etwa, wenn Angaben zu Vorkommen in Bruchwäldern vollständig fehlen und entweder nur von Sumpf- oder nur von Mooren die Rede ist. Auch sind in faunistischen Werken nicht immer einheitliche oder heute gültige Definitionen dieser Kategorien die Grundlage der Einstufungen gewesen, zumal Erlen-Bruchwälder fließende Übergänge zu Auwäldern und Birken-Bruchwälder solche zu Moorwäldern aufweisen.

Die Laufkäferfauna der **Schwarzerlen-Bruchwälder** (CEA) kann als gut untersucht gelten (Platen 1989, Platen 1991, Nötzold 1996, Stegner 1998a, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Sustek 2004, Schiller 1973). **Niedermoore** sind häufig durch die Rodung von Bruchwäldern entstanden (Bauer 1982) daher hier v.a. als Vergleichshabitate von Interesse (z.B. Obrtel 1972, Bauer 1982 und Meißner 1998).

Aufgrund der geringen Spanne der Höhenerstreckung von Schwarzerlen-Bruchwäldern wurde auf Testwerte für Klimaparameter verzichtet.

A.5.7.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Erlenbruchwald (CEA)

Agonum emarginatum ist eine kritische Art und wird in Bezug die Taxonomie bei den Auwäldern besprochen.

A. moestum agg. ist nach Lindroth (1986) ein Bewohner „mehr oder weniger schattiger Flächen auf tonigem oder schlackigem Uferboden eutropher Seen und Teiche, z.B. zwischen *Phragmites*. Auch in sumpfigem/anmoorigem [„marshy“] Laubwald, besonders in Erlenbrüchen [„alder swamps“] mit reicher Vegetation von *Carex*, *Lysimachia vulgaris*, *Solanum dulcamara* etc. *A. moestum (afrum)* tritt laut Literaturangaben, die sich auf die Sammelart beziehen und zumindest zum erheblichen Teil *A. emarginatum* zuzuordnen sein dürften, in recht hoher Stetigkeit und auch meist mittleren, z.T. auch hohen Abundanzen in mehreren Untersuchungen aus CEA auf (Sustek 2004: hohe Abundanzen; Schiller 1973: Einzeltier; Platen 1989, Platen 1991: mäßig stetig in geringen Abundanzen im CEA, fehlt im Birken-Bruchwald), fehlt aber auch in einer ganzen Reihe von Aufnahmen (Nötzold 1996, Stegner 1998a, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Bezdek et al. 1997). Stegner (1999) fand die Art nur in CEA mit Bezug zu Auen.

Sie ist makropter oder dimorph und flugfähig (Turin 2000).

<i>Agonum emarginatum</i>	CEA: 237,6387 (<0,0001)	BRU>BRUS> BRSI>AB>FH	FH, LBW, ORG,FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, PRF, EF, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU, NM	≥3	Höchster HT: CEA	n.t.
---------------------------	----------------------------	-------------------------	---	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Trotz des kritischen Charakters der Art und entsprechend etwas reduzierter Datenbasis ist der höchste ausgewiesene Chi²-Wert, der das CEA ausweist und hoch ist, in guter Übereinstimmung mit der in der Literatur beschriebenen speziellen Habitatnutzung und -präferenz. Die errechneten Vergleichswerte der Sammelart (vgl. Anlage 4) sind demgegenüber weniger spezifisch, was angesichts des Charakters als Sammelart auch verständlich ist. Auch die ISA-Testreihe führt zum CEA, auf den stärker aggregierten Ebenen werden für Bruchwälder allgemein ebenfalls kaum geringere Werte erzielt. Der Wert für Bruchwaldstandorte ist geringer als der für Bruchwälder, was

eine Bevorzugung nicht nur der Standortsbedingungen, sondern auch der entsprechenden Bestockung indiziert.

Badister dilatatus hat nach der Literatur ähnliche Ansprüche an das Habitat wie *B. peltatus* (s.u.) und tritt teilweise mit dieser Art syntop auf (z.B. Lindroth 1949). Sie benötigt feuchte bis nasse Standorte und ist „indifferent gegenüber Schatten“ (Hurka 1996). Neben Großseggenrieden und Röhricht (Marggi 1992 für die Schweiz: „extreme Nassart in Schilfsümpfen“) werden auch Feuchtwälder und zumindest teilweise mit Bäumen bestandene Bereiche besiedelt (GAC 2009, Lindroth 1986). Hauptvorkommen in Baden-Württemberg liegen laut Zielartenkonzept (Trautner 1996a) in Sumpf-/Bruchwäldern, Niedermooren/Sümpfen und Röhricht, Nebenvorkommen in Auwäldern und Ufern von Fließ- wie Stillgewässern. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, mit weiterem Hauptvorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“ und Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. In Westfalen tritt sie „besonders in Feuchtwäldern und an beschatteten Sumpfstellen“ auf (Aßmann & Starke 1990). Der Boden „muss ganz nass und ganz weich sein, aus (meist lehmigemischer Gytja“, und entweder von hoher Verlandungsvegetation oder von Sträuchern und Laubbäumen beschattet (Lindroth 1949). In Frankreich ist es eine Art feuchter Habitate der Ebene und eine Uferart, die unter Blättern und Pflanzendetritus zu finden ist (du Chatenet 2005).

In den CEA Berliner Feuchtgebiete tritt sie mit mäßiger Stetigkeit auf (Platen 1989, Platen 1991) und wird von Platen (1989) zu den „Arten oligotropher bis mesotropher Moorstandorte“ gezählt. Detzel et al. (1993) berichtet aus Baden-Württemberg von mehreren Funden aus Bruchwäldern. Auch in nassen niedersächsischen Erlen-Bruchwäldern trat die Art vereinzelt auf (Riegel 1996), in den von Stegner (1999) untersuchten sächsischen CEA einzeln, in CEA, die in Auen gelegenen sind. In vielen Aufnahmen dieses HT (Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Sustek 2004, Schiller 1973, Nötzold 1996, Stegner 1998a) fehlt die Art aber.

In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) trat sie mehrfach im Rispenseggenried auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie. Die Art ist makropter und flugfähig (Turin 2000). Für eine gute Ausbreitungsfähigkeit sprechen Funde am Licht (du Chatenet 2005, Lorenz 2010).

<i>Badister dilatatus</i>	CEA: 118,7962 (<0,0001)	BRU>BRSI>BRUS>AB>FH	FH, MIN: neg., AB, CEA, BRUS, BRSI, BRU	≥5	Höchster HT: CEA	n.t.
---------------------------	-------------------------	---------------------	---	----	------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Beide Verfahren ordnen die Art den Bruchwäldern zu, das Chi²-Verfahren allerdings auf Ebene des HT, während die ISA auf dieser Ebene keinen signifikanten Wert auswirft. Es besteht eine starke Präferenz für Waldbestockung der Bruchwaldstandorte, da die Pendant-Ebenen der Standorte (HTS) keine Werte ergeben, was (in Bayern) eine stärkere Bindung als in der Literatur angegeben induziert. Die Art präferiert laut Chi²-Test nasse Habitate.

Badister unipustulatus ist eine Art nasser Standorte, die u.a. an schattigen Waldtümpeln, in Sumpfbereichen und an Ufern lebt (Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996, Paill 2001). Koch (1989) erwähnt abweichend von einer allgemeinen Schattenpräferenz auch offene Flussufer. Marggi (1992) beschreibt den Standort als „morastigen, sehr nassen Boden“, Koch (1989) als anmoorigen Boden. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit Nebenvorkommen in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“ und „Feucht- und Nasswäldern“. Sie kommt nach der Literaturzusammenfassung in Lindroth (1949) in Mitteleuropa „stets an Waldtümpeln und -sümpfen, besonders gern unter Salices, [...], auch unter *Alnus*“ vor. Turin (2000) beschreibt sie (entgegen Imler & Gürlich 2004) für Holland als „sehr hygrophil“ und typisch für Standorte mit humosem Boden, wie v.a. Sumpfwälder und speziell Erlen- und Weidenwälder, ferner auch dichte Röhrichtvegetation. Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. In Skandinavien wird „sumpfiger, durch Bäume oder Sträucher beschatteter“, stets „lehmhaltiger Gemüllboden“ [sic] besiedelt (Lindroth 1949). In Polen

„lebt sie in Gewässernähe in schattigen Habitaten“, und „bevorzugt Waldsümpfe [forest swamps], die reich an Laubmoder [moulder] und Vegetation sind“ (Makolski 1952).

Ludewig (2007) fand sie in der hessischen Rheinaue in Nasswiesen, Röhrichten und im Feuchtwald. In der Hartholzaue tritt die Art zurück oder fehlt (Tietze 1966b, Mletzko 1972, Handke 1993).

Für den Raum Potsdam nennen Beier & Korge (2001) „Verlandungsvegetation“ als Lebensraum und fanden ein Einzeltier in einem Bruch-Habitat. Insgesamt wird die Art aber nur in eher wenigen Untersuchungen aus Schwarzerlen-Bruchwäldern gemeldet (Riegel 1996, Platen 1989, Platen 1991, Stegner 1999, Sustek 2004), von Platen (1989) dennoch zu den „Arten der Erlenbruchwälder“ gestellt. Möglicherweise benötigt sie einen gewissen (aber nicht zu starken) Bezug des Bruchwaldes zur Flussaue (Stegner 1999), Köhler (2000) stuft die Art jedoch nicht als ripicol ein. Obrtel (1972) fand sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht nur als Einzeltier. In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) trat sie nicht auf.

An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie. Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

<i>Badister unipustulatus</i>	CEA: 118,7962 (<0,0001)	BRU>BRSI> BRUS>STA> AB	FH, MIN: neg., AB, STA, CEA, BRUS, BRSI, BRU	≥5	Höchster HT: CEA	n.t.
-------------------------------	-------------------------	------------------------	--	----	------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Auch diese Art präferiert wie *B. dilatatus* in beiden Verfahren Bruchwälder, und wiederum wirft das Chi²-Verfahren den höchsten Wert auf HT-Ebene aus (CEA), während in der ISA stärker aggregierte Einheiten den höchsten (allerdings nicht hohen) Wert erzielen. Wie bei *B. dilatatus* ist der Wert für HTB größer als die HTS, also eine Affinität zur Bestockung gegeben.

Badister sodalis ist nach übereinstimmender Literaturdarstellung (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992) v.a. eine Feuchtwaldart, kommt aber auch in Feuchtwiesen (Hurka 1996) und Abbaustellen vor. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin nur „Nebenvorkommen“, und dies in „Feucht- und Nasswiesen“ und „Feucht- und Nasswäldern“. Die Angaben von GAC (2009), wonach sie ferner in manchen Naturräumen wie dem Alpenvorland auch in Halbtrockenrasen vorkommt, fallen aus dem Rahmen der meisten übrigen Arbeiten. Die Art ist nach Alf (1990) sehr hygrophil (Stufe 8).

In Skandinavien werden verschiedene Lebensräume besiedelt, schattige Sumpfstandorte, im Sommer austrocknende Gewässerufer, Laubwald und hochwüchsige Krautvegetation, ebenfalls auf feuchten Standorten (Lindroth 1949). Für Finnland stuft Koivula (2012) sie als gefährdeten „Hain-Spezialisten“ [„grove specialist“] ein.

Sie ist in Untersuchungen aus Schwarzerlen-Bruchwäldern vertreten (z.B. Sustek 2004), meist eher vereinzelt, d.h. mit geringer Stetigkeit und geringeren Abundanzen (Riegel 1996, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985), und eher dann, wenn sie nicht nass, sondern nur feucht sind (Nötzold 1996). In den CEA Berliner Moore trat sie indes nur auf, nachdem eine Anhebung des Grundwassers durch Havelwasser-Einleitung erfolgte, also möglicherweise in Folge dieser Maßnahme bzw. durch sie gefördert. Stegner (1999) fand sie nur in CEA in Auen.

Lik (2010) stellte die Art in höherer Aktivitätsdichte im Pappelforst als im Hartholzwald und auf Feuchtwiese fest. In der Hartholzaue tritt sie zurück oder fehlt (Tietze 1966b, Mletzko 1972, Handke 1993). In der von Siepe (1989) untersuchten Auencatena trat sie über alle untersuchten Probestellen nur in geringen Aktivitätsabundanzen auf. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) kam *B. sodalis* überwiegend eher vereinzelt, z.T. auch mäßig abundant, und stetiger in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern vor; wo sie in höheren Abundanzen aufgetreten war, erlebten diese durch einen Trockensommer einen Einbruch. In den von Rehfeldt (1984b) untersuchten Auenstandorten trat sie nur im Erlen-Auwald auf.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur in geringer Abundanz auf. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

Bauer (1982) fand sie deutlich abundanter in der ungemähten als in der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes. In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) trat sie nicht auf.

Topp (1988) stellte ein Einzeltier als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel fest, was eine nicht geringe Ausbreitungsfähigkeit nahelegt.

In Weinbergen der Fränkischen Platte (Götzke 2006) trat sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf, findet also auch unter den dortigen Bedingungen ihre Lebensgrundlagen erfüllt. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur vereinzelt, v.a. in einem Weidengebüsch, sonst nur in Einzeltieren.

<i>Badister sodalis</i>	CEA: 81,7788 (<0,0001)	AB>SAN>BRU= WHI>BRSI	FH, LBW, FEUES, AB, AW, SAL, PRF, CEA, (NMO) WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU	≥5	-; Höchster HT: CEA	n.t.
-------------------------	------------------------	----------------------	--	----	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Aus dem χ^2 -Test ergeben sich eine Präferenz für nasse Standorte und höchste relative Affinität zum CEA, gefolgt vom Konvolut aus Au- und Bruchwald. In der ISA erreicht die Art insgesamt nur geringe Werte, und indiziert Standorte der Weichholzaue mit ihrem relativ höchsten Wert. Innerhalb der Feuchthabitate werden mineralisch beeinflusste einschließlich der Bruchwälder signifikant gegenüber ombrotrophen bevorzugt. Werden Bruchwälder mit anderen Wäldern auf Torf (Moorwäldern) zusammengefasst (auf Ebene der HTB3X), wird der Auwald indiziert. Es erscheint plausibel, dass die Art Bedingungen präferiert, die im ökologischen Nahtbereich beider von Au- und Bruchwald liegen. Die zwischen Auen und Bruch-Lebensräumen wenig spezifische Einnischung der Art wird auch durch den zweithöchsten χ^2 -Wert, der für das Konvolut aus beiden gebildet wird, attestiert. Die Werte beider Verfahren sind nur mäßig hoch, so dass die maximale Affinität der Art möglicherweise auch nur unvollständig beschrieben wird. Die Vorkommen in Weinbergen (Götzke 2006) wie auf Halbtrockenrasen (GAC 2009) sprechen für eine zumindest regional deutlich höhere ökologische Plastizität der Art, oder möglicherweise auch einen saisonalen Habitatwechsel.

Bembidion mannerheimii kommt neben Sumpf- und Auwäldern und anderen feuchten Laubwäldern (sh. im Abschnitt Eichenwald) einschließlich solchen auf organischen Standorten vor (Koch 1989). Nach Hurka (1996) und Marggi (1992) ist sie indifferent gegenüber Schatten. Im atlantischen Schleswig-Holstein bevorzugt sie Irmeler & Gürlich (2004) zufolge eher feuchte als nasse Verhältnisse; sie ist dort nicht an Wälder gebunden, aber häufiger als im Offenland (Irmeler & Gürlich 2004). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiterem Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswiesen“ und Nebenvorkommen in verschiedener Verlandungsvegetation und Frischwiesen und –weiden. Die Bodenvegetation in den besiedelten Habitaten ist oft schwach entwickelt (Lindroth 1949), was u.a. mögliche Folge von Schatten oder Überflutungen sein kann. Hurka (1960) nennt „feuchte, schlammige Waldstellen“ als typisches Habitat. Trautner (2006) fand die Art mit hoher Stetigkeit an von Wildschweinen erzeugten, lehmig-feuchten Störstellen. Sie zeigt Sustek (2003) zufolge Hygrophilie der Stufe 8 (von 8).

Für Skandinavien beschreibt Lindroth (1949) sie als „ausgesprochene Laubwaldart, die [...] an feuchten, schattigen Stellen mit ausgeprägter Humusschicht vorkommt, gern unter *Salix*-Sträuchern“, und nicht auf Uferstandorte beschränkt ist. Renkonen (1938) zufolge lebt sie in Wäldern mit „Birken und Weiden [als] dominierenden Holzarten; im Sphagnetum“, und „scheint besonders üppige Laubbrücher zu bevorzugen.“ In Frankreich kommt die Art am Ufer von Waldgewässern, Sümpfen, Weihern, Seen und in Mooren vor“ (du Chatenet 2005). In den Niederlanden (Turin 2000) erreicht sie ihre relativ höchste Stetigkeit in Eichen-Hainbuchenwäldern, ist allerdings in Feuchtgebüschern abundanter. In Großbritannien kommt sie in „feuchten, aber nicht nassen“ Habitaten wie Wäldern, hoch gelegenen Grünland und Mooren vor, gelegentlich auch in Mooren (Luff 1998). Lindroth (1974) beschreibt das dortige Habitat als „Laubwälder oder Gebüsch, in Niedermooren usw., auf mäßig feuchtem Boden.“

Organische Böden werden z.T. bevorzugt. Im Schönbuch tritt sie „häufiger“ in den Erlen-Bruchwäldern und dem Birkenbruch auf, seltener an sumpfigen Stellen in Wäldern und Waldlichtungen. Im nordböhmischem Feuchtgebietskomplex „Soos“ (Hurka 1960, Hejkal 1990) wurde sie fast ausschließlich in Feuchthabitaten auf Torf gefunden, nicht den ebenfalls vorhandenen auf mineralischen Böden. Rausch (1993b) stellte sie abundant auf einer Waldkiefern-dominierten Misse des Nordschwarzwaldes fest.

B. mannerheimii tritt laut Literatur mit recht hoher Stetigkeit und z.T. auch höherer Abundanz in Erlen-Bruchwäldern (CEA) auf (Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Nötzold 1996, Riegel 1996, Baehr 1980, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985), fehlt z.B. aber auch ganz oder fast völlig (Schiller 1973, Platen 1989, Platen 1991, Bezdek et al. 1997, Sustek 2004, Stegner 1998a). Während Riegel (1996) die Arten in hoher Stetigkeit und Abundanz in intakten CEA fand, trat sie bei Nötzold (1996) bevorzugt in mäßig bis stärker hydrologisch veränderten oder Wasserstandsschwankungen unterworfenen, fast nicht jedoch in dauernassen CEA auf. Stegner (1999) fand sie nur in CEA mit Bezug zu Auen und stuft sie als entsprechende „Trennart“ ein. Für Skandinavien wie auch für Mitteleuropa bezeichnet Lindroth (1949) sie als „für die trockeneren Teile der *Alnus glutinosa*-Sümpfe besonders charakteristisch; auch in Bruchmooren, sogar im *Sphagnum*.“ Die rheinischen Funde von Horion (1937) „aus *Sphagnum* der Waldmoore“ (wohl auch von Koch 1989 übernommen) dürften sich wohl auf Bruch- und nicht echte Moorwälder beziehen, da es solche dort nicht gibt.

Im Federseemoor des Voralpenlandes stellte Wasner (1974) wenige Exemplare in einem „feuchten Erlen- und Weidengebüsch“ fest. Bauer (1982) fand sie (als Einzeltier) deutlich abundanter in der ungemähten als der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes. In einem Berliner Niedermoor (Meißner 1998) trat sie nicht auf.

Sie kann u.a. auch in Auwäldern auftreten, so in der Rastatter Rheinaue (Zawadzki & Schmidt 1994), hier auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, d.h. im Hartholzauwald fehlend. Nach Flussregulierung ging die vorher abundante Art vollständig zurück (Sustek 2003).

Sie brachypter (Turin 2000), nach Luff (1998) zumindest fast stets. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur als Einzeltier in einem nicht renaturierten Abschnitt, am Rand eines Weidengebüschs, auf den von Plachter (1986a) untersuchten südbayerischen Kiesbänken trat sie nicht auf.

<i>Bembidion mannerheimii</i>	CEA: 73,5108 (<0,0001)	Au/Bruch: FEUES>BRU> AB>BRSl> BRUS; zusammen: FEUES>BRU> AB>BRSl> BRUS	FH, LBW, WS, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, CRF, STA, CEA, NMO, BRUS, BRSl, BRU, CARP, LITR, GC, SC, EHN, EI	≥(5)	Eiche; Höchster HT: CEA	n.t.
-------------------------------	---------------------------	---	---	------	----------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	(+)
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	-----

Affinität zu verschiedenen feuchten Wäldern mit ausgeprägtem Humus spiegelt sich in der ISA in den signifikanten, aber sehr niedrigen Werten für stark aggregierte Einheiten wider, im Chi²-Test wird für den Schwarzerlen-Bruchwald (CEA) der höchste, mäßig hohe Testwert erreicht, der auch zugleich den insgesamt höchsten Wert auf HT-Ebene für diese Art darstellt. Dieser HT wird auch in der ISA auf HT-Ebene indiziert, allerdings nur mit Trend-Charakter.

Agonum piceum wird in der Literatur z.T. als spezialisierter Röhrichtbewohner beschrieben (Wasner 1977, Marggi 1992). Nach Wasner (1977) und Baehr (1980) meidet die Art aber sowohl reine Schilfbestände als auch Torfmoosrasen. In Großbritannien lebt sie in reicher Ufervegetation (Luff 1998). Nach Turin (2000) ist sie sehr hygrophil. Mehrere Autoren führen auch Feuchtwälder (Hurka 1996, Koch 1989) oder zumindest mäßig von Gehölzen beschattete Bereiche (Lindroth 1986, Turin 2000) oder feuchte Waldlichtungen (Baehr 1980) als Habitat auf. Waldnachweise in den Niederlanden liegen in Eichen-Birkenwäldern und feuchten Nadelforsten, nicht in Erlen-Feuchtwäldern (Turin 2000).

In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie mit hoher Stetigkeit, aber geringen Abundanzen, und praktisch nur im Weich-, deutlich weniger im Hartholzauwald auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur in geringer Abundanz auf. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie. Die Art ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Diese Art tritt in manchen Studien auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern auf (Nötzold 1996, hier nur in nassen Varianten; Platen 1989, Platen 1991, vereinzelt), in den meisten Arbeiten über diesen Lebensraum fehlt sie jedoch.

Handke (1996b) fand sie recht stetig in lang überstautem Bremer Marschgrünland. Bauer (1982) stellte sie (als Einzeltier) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest, nicht der gemähten. In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) trat sie nicht auf.

<i>Agonum piceum</i>	CEA: 59,3323 (<0,0001)	BRU>BRSI>BRUS>AB	AB, CEA, BRUS, BRSI, BRU	n.t.	-, Höchster HT: CEA	n.t.
----------------------	------------------------	------------------	--------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der mäßig hohe χ^2 -Maximalwert zeigt, dass zum CEA zwar im zugrunde liegenden Datensatz die relativ höchste Affinität besteht, allerdings dürften laut Literatur die bevorzugten Habitate v.a. in Röhrichten, bestimmten Niedermoor und Uferstandorten zu suchen sein, die im Datensatz nur gering repräsentiert sind. In der ISA wird kein signifikanter Wert errechnet.

Badister peltatus wird als hoch spezialisierte Art ganz oder teilweise beschatteter Habitate (Auwälder, Ufer, Sümpfe) (Hurka 1996, Lindroth 1986) charakterisiert, die nach GAC (2009) ferner auch in Großseggenrieden vorkommt und sehr ähnliche Habitatansprüche wie *B. dilatatus* hat, mit der sie auch oft syntop vorkommt (Lindroth 1949). Häufiger als jene kommt sie aber auch an im Sommer austrocknenden Tümpeln (z.B. in „Laubwaldsümpfen“) vor (Lindroth 1949). Lindroth (1974) gibt (für Großbritannien) an, sie komme an „etwas beschatteten Gewässerrändern“ vor. Trautner (1996a) nennt für das Zielartenkonzept Baden-Württemberg als Hauptvorkommen Au- und Sumpf-/Bruchwälder sowie „Röhricht“, Niedermoore und Stillgewässer als Nebenvorkommen. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit Nebenvorkommen in „Feucht- und Nasswiesen“. Für Frankreich werden Sümpfe und tonige und schlammige Ufer schattiger Waldgewässer als Habitate angegeben, wo die Art unter Laub zu finden ist (du Chatenet 2005). *B. peltatus* ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)).

Ludewig (2007) fand sie in der hessischen Rheinaue in Nasswiesen und Röhrichten. Nach Renkonen (1938) lebt die Art in finnischen Bruchmooren, in Weidengebüsch, verbuschtem *Sphagnum*-Bestand [„buschigem *Sphagnum*“] und in Uferwäldern. Wasner (1974) zufolge ist sie im Federseeried eine Art des Schilfgürtels, hier „bis an den äußersten, sehr nassen Ufersaum“ gehend. Nach Korge (1963) trat sie im Teufelsbruch-Moor in Erlenbrüchen auf. In Bruchwäldern wurde *B. peltatus* insgesamt vereinzelt nachgewiesen (Platen 1989, Platen 1991, Sustek 2004), fehlt aber in vielen Aufnahmen auch (Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1998a, Schiller 1973). Die Funde aus dem westlichen Österreich (Brandstetter et al. 1993) stehen im Kontext von Uferröhrichten und -gebüsch. Obertel (1972) stellte sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht fest. Bauer (1982) fand sie (als Einzeltier) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes. In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) trat sie als Einzeltier in einem Rispenseggenried auf.

Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010), ist also ausbreitungsfähig. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

<i>Badister peltatus</i>	CEA: 59,3323 (<0,0001)	BRU>BRSI>BRUS>AB	AB, CEA, BRUS, BRSI, BRU	(≥5)	-, Höchster HT: CEA	n.t.
--------------------------	------------------------	------------------	--------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	(+)
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	-----

Der maximale χ^2 -Wert ist mäßig hoch und wird für das CEA errechnet, was zwar mit der Literatur in Einklang ist, plausibler wäre aber das Konvolut BRSI, welches das Vorkommen in weiteren, verwandten Lebensräumen wie organisch angereicherten Ufern, Gytja und auch Röhrichten mit einschließt. In der ISA wird kein signifikanter Wert errechnet.

Eine Beschränkung auf Torfsubstrat ist jedoch wohl nicht gegeben, es reichen zumindest auch stärkere Auflagen schlecht zersetzter organischer Substanz (Gytja), wie eigene Funde in einer versumpften, stark verlandenden ehemaligen Kiesgrube des Unteren Isartals (1996) belegen.

Agonum lugens besiedelt vegetationsreiche Gewässerränder, Sümpfe und Auwälder (Hurka 1996), bzw. nach Koch (1989) „Sümpfe, sumpfige Ufer von Flüssen und Bächen und schlammige Ufer an Seen.“ Marggi (1992) beschreibt sie als „Nassart in Röhrichten im Überschwemmungsbereich und in der Verlandungszone“, „morastige Böden an Ufern stehender Gewässer mit Schilfbestand“ bevorzugend. Sie wird von Trautner (1996a) im Zielartenkonzept Baden-Württemberg als Hauptvorkommen für „Niedermoore und Sümpfe“, „Röhricht“ und „Stillgewässerufer“, sowie für die Nebenvorkommen Auwald und Fließgewässerufer aufgeführt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „eutropher Verlandungsvegetation“, mit weiterem Hauptvorkommen in „Feucht- und Nasswäldern“. Köhler (2000) führt sie nicht als ripicole Art.

Nach Lindroth (1949) bevorzugt sie in Skandinavien „nassen, ganz weichen Boden, oft reine, übelriechende Gytja“, und dies „in reicher und hoher Vegetation z.B. von *Phragmites*, *Scirpus* und *Glyceria*, oft an etwas schattigen Stellen unter Gebüsch und in lichtem Baumwuchs“ (Lindroth 1986). In den Niederlanden ist sie sehr selten und wird von Turin (2000) als „wahrscheinlich guter Indikator für bestimmte Verlandungszonen“ eingeschätzt. Du Chatenet (2005) nennt für Frankreich Ufer und Sümpfe [Brüche?]. Aus Großbritannien wurde sie bisher nicht gemeldet (Luff 1998), in Irland wurde sie in einem teilweise bewaldeten, kalkreichen Niedermoorgebiet gefunden (Anderson 1985, Anderson et al. 2000).

Bräunicke & Trautner (2002) zufolge besiedelt sie im Bodensee-Raum „insbesondere vegetationsreiche Ufer“ und Ufer-Röhrichte in der Verlandungszone von Seen und an Altwässern; sie profitierte von längerem Überstau mit Ablagerung organischen Materials. Obrtel (1972) fand sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht. In einem Berliner Niedermoor-komplex (Meißner 1998) trat sie nicht auf. In nordwestdeutschen Marschen (Dülge et al. 1994) fehlt sie ebenfalls.

In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat sie überwiegend eher vereinzelt im Weich- und Hartholzauwald auf. Zulka (1994) fand sie in den Auwäldern der österreichischen Marchauen nur im Flutwiesen-Röhricht und Silberweiden-Weichholzauwald. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „hygrophil-paludicol“ ein.

Nötzold (1996) fand sie in einem der nassen der von ihm untersuchten norddeutschen Bruchwälder. Beier & Korge (2001) beobachteten sie in der Döberitzer Heide „sehr häufig im Röhricht und besonders in Großseggenbeständen des Ferbitzer Bruchs“, aber auch in dortiger Seenverlandung und in einem Vorwald. In den Berliner Bruchwäldern und Übergangsmooren (Korge 1963, Platen 1989, Platen 1991) fehlt sie offenbar ebenso wie den von Stegner (1996, 1998a, 1998b, 1999, 2000) untersuchten mitteldeutschen.

Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Barsevskis 2003, Lorenz 2010), ist also ausbreitungsfähig. An temporären Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

Sie überwintert in Baumstümpfen (Lindroth 1949), oft fern von Ufern (du Chatenet 2005).

Aus Bayern liegen wenige Funde vor, u.a. vom Main und aus dem Isarmündungsgebiet (Lorenz 2004). Im größten bayerischen Niedermoorgebiet, dem Donaumoos, wurde sie in den Untersuchungen von Schüle (2004) nicht nachgewiesen.

<i>Agonum lugens</i>	CEA: 13,4140 (0,0002)	BRU>ORG> BRSI>BRUS> (FH)	(FH), ORG, CEA, BRUS, BRSI, BRU, OM	n.t.	-, Höchster HT: CEA	n.t.
----------------------	--------------------------	--------------------------------	---	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist gering, was dem lokal beschränkten Auftreten der Art (z.B. Turin 2000) geschuldet sein kann. Weitere Habitats sind möglicherweise im Bereich der nicht bzw. nicht ausgiebig einbezogenen Lebensräume wie dauernasser Uferbereiche zu suchen. Die Literatur lässt dennoch den Schluss zu, dass die Art Bruchwald-Standorte und speziell auch Bruchwälder bevorzugt, doch bedarf dies noch der weiteren Überprüfung.

Ohrweiden-Gebüsch (OWG)

Panagaeus cruxmajor ist der Literatur zufolge v.a. ein Bewohner offener Feuchtgebiete, wie Niedermoore, Feuchtwiesen und Ufer (GAC 2009, Lindroth 1986), der auch (Hurka 1996) oder sogar bevorzugt (Aßmann & Starke in Turin 2000) in halbschattigen Habitats auftreten kann und z.T. auch im Wald gefunden wird, beispielsweise in Holland im Eichen-Birkenwald (Turin 2000). Auch Koch (1989) erwähnt „Wälder“ als einen Lebensraum. In Skandinavien wird sie neben Ufern v.a. auf Feuchtwiesen gefunden (Lindroth 1949). Lindroth (1974) beschreibt sie als „sehr hygrophil“ und an Ufern vorkommend, „wo der Boden weich und die Vegetation reich“ ist.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf. An temporären Nässestellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie. Bauer (1982) fand sie (in Einzeltieren) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes. Meißner (1998) beobachtete sie in einem Berliner Feuchtgebietskomplex im Rispenseggenried.

Die Art führt z.T. saisonale Habitatwechsel durch und soll in Mitteleuropa „wiederholt im Winterquartier unter Baumrinde angetroffen“ worden sein (Lindroth 1949). Topp (1988) fand ein Einzeltier als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was für eine erhebliche Ausbreitungsfähigkeit spricht.

Ghilarov (1961) fand sie nur in den „Schluchtwäldern“ der russischen Steppenzone, nicht der offenen Steppe.

Metzner (2004) fing sie vereinzelt in revitalisierten oberfränkischen Auen.

<i>Panagaeus cruxmajor</i>	OWG: 63,2152 (<0,0001):	BRSI>BRUS>NMO>NM>BRU	FH, (ORG), (AB), OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM	n.t.	-, Höchster HT: OWG	n.t.
----------------------------	-------------------------	----------------------	--	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Obwohl Niedermoore einbezogen wurden, ergibt sich der höchste χ^2 -Wert für das Ohrweidengebüsch, ein halbschattiges Habitat, das einen Übergang von Niedermoor zu Bruchwald darstellt, und ist insofern durch die Literaturangaben nachvollziehbar. Die Art besiedelt daneben aber auch mineralische Feuchtstandorte wie Weiherufer und ist laut Literatur nicht tyrophil.

Leistus ferrugineus besiedelt in Deutschland recht unterschiedliche Lebensräume, wie u.a. „feuchte, sumpfige Wälder“ und Bach- und Flussufer, aber auch Dünen und offene, warm-trockene Kulturhabitats wie Weinberge (Burmeister 1939), ebenso wie „feuchte Ruderalflächen“ (Koch 1989). Mehrere Autoren geben eine Präferenz für eher lichte Wälder an (Koch 1989, Irmeler & Gürlich 2004, GAC 2009 für die „östlichen Mittelgebirge“, aber auch das norddeutsche Tiefland, während sie im Voralpenland als „euryök“ eingestuft wird). Mehrere der Quellen (Lindroth 1986, Marggi 1992, Irmeler & Gürlich 2004) führen an, dass Kies- oder Sandböden bevorzugt wird.

Die Art weist Baehr (1987) zufolge zwischen Nord- und Süddeutschland eine deutlich unterschiedliche Habitatpräferenz auf, indem sie in Norddeutschland v.a. in Kiefernwäldern vorkommt, in Süddeutschland hingegen „in Auwäldern, feuchten, gebüschreichen Wiesen u.a. (Baehr 1980).“ In Schleswig-Holstein ist es Irmeler & Gürlich (2004) zufolge „die *Leistus*-Art mit den geringsten Ansprüchen an Feuchtigkeit und Beschattung, mit deutlicher Tendenz zur Xerophilie.“ Barndt (1976) zufolge ist nicht überall in Norddeutschland Xerophilie gegeben, sondern auch „feuchte Fläche mit Grasvegetation“ werden zumindest teilweise besiedelt. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunktorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten, mit einem weiteren Hauptorkommen

in Ginsterheiden und Nebenvorkommen in Sandtrockenrasen, Queckenfluren und ausdauernden Ruderalfluren.

In den Niederlanden besiedelt sie verschiedene offene und bewaldete Habitate wie u.a. trockene Nadelforsten und Nadelbaumanpflanzungen auf Sandstandorten, aber in gewissem Umfang auch feuchte Gehölzbiotope (Turin 2000). In Großbritannien ist es eine Art meist eher trockener Wälder und Grünländer (Luff 1998). In der Schweiz handelt es sich nach Marggi (1992) um eine Waldart warmer, v.a. sandiger Böden, die nach Luka et al. (2009) v.a. „Übergangszonen“ wie „Gebüsche, Hecken, gebüschreiche Vorwaldgesellschaften und Waldränder“, aber auch Feucht- und Nasswiesen besiedelt. Unter den dort unterschiedenen Waldtypen führen Auwälder die bevorzugten Waldtypen an, nach den Gebüschhabitaten. Auch in den Rhône-Alpes (Coulon et al. 2000) ist sie „hygrophil“ und besiedelt Feuchtgebiete in Wäldern. In Skandinavien kommt sie in Offenland mit dichter Vegetation, in Hecken, und lichten Wäldern vor (Lindroth 1986). Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitaten Südnorwegens auf Wald beschränkt, im Birken- und im Kiefernwald. In Tschechien und Slowakei ist sie „gegen Schatten indifferent“ und besiedelt mäßig trockene bis feuchte Habitate einschließlich von Wäldern (Hurka 1996). Roubal (1938) führt die Art in seinem Verzeichnis thermophiler Arten der Slowakei auf. Ghilarov (1961) fand sie nur in den Steppengesträuchsluchten der russischen Steppenzzone, nicht der offenen Steppe. In den von Szyszko (1983) untersuchten polnischen CPI trat sie in recht hoher Stetigkeit über alle Bestandsalter auf, bevorzugt in den mittleren und älteren Phasen, kann aber auch Kiefern-Anpflanzungen auf Abraumböden nach einer gewissen Entwicklungszeit besiedeln (Schwerk & Szyszko 2008).

In den meisten ausgewerteten Arbeiten aus Bruchwäldern tritt sie nicht (Riegel 1996, Nötzold 1996, Stegner 1996, Stegner 1998b, Bezdek et al. 1997, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b), oder in sehr geringen Abundanzen (Stegner 1999) auf. Im Vergleich verschiedener Ausprägungen Berliner Bruchwälder (Platen 1989, Platen 1991) fand sie sich nur in den mesotrophen Varianten. In dem von Meißner (1998) untersuchten Berliner Niedermoorkomplex war sie nicht präsent. Bauer (1982) stellte sie als Einzeltier auf einer ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest.

Sie flügeldimorph und wahrscheinlich teilweise flugfähig (Turin 2000). Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997).

Die Aussage von Baehr (1987) zu sehr unterschiedlichen Vorzugshabitaten im nördlichen und südlichen Mitteleuropa werden durch die ausgewertete Literatur in der Tendenz bestätigt, so dass die Art weiter südlich (und östlich) stärker auch feuchte Habitate besiedelt.

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) wurde sie vereinzelt und fast stets nur in Einzeltieren in Eichen-Hainbuchen-Wäldern, in alter Haide, sowie auf einer Kiesaufschüttung gefunden, geringfügig abundanter nur in alter Haide. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen in Einzeltieren; auf den von Plachter (1986a) untersuchten südbayerischen Kiesbänken fehlte sie.

<i>Leistus ferrugineus</i>	OWG: 54,4256 (<0,0001)	SAL>SAN>BRU=WHI>AB	(FH), AB, SAL, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRU	n.t.	-, Höchster HT: OWG	n.t.
----------------------------	------------------------	--------------------	---	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Ein bevorzugtes Vorkommen in Ohrweidengebüschen ist durchaus in Einklang mit der Literatur für Süddeutschland, sowohl in Bezug auf die Angaben zur Hygrophilie als Gebüschbiotope als Vorzugslebensraum. Da die Art jedoch auch in Süddeutschland zumindest vereinzelt auch in deutlich anderen Habitaten wie Haiden gefunden wurde, bedürften feuchte Gebüsche als Vorzugshabitat aber der weiteren Überprüfung.

Bruch-/Niedermoor-Standorte (intakt) (BRSI)

Pterostichus minor ist eine stark hygrophile Art (Koch 1989, GAC 2009, Marggi 1992), die minero-bis mesotrophe Moore (sh. Abschnitt Moore), vegetationsreiche Ufer sowie Bruchwälder und andere Feuchtwälder als Lebensraum nutzt (Koch 1989, Hurka 1996, GAC 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was auch die (Hoch- und Übergangs)moore beinhaltet, mit weiteren Hauptvorkommen in verschiedenen offenen Feuchthabitaten und „Feucht- und Nasswäldern“. Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für tyrphophil. Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-ripicol“ ein. Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf. Die Art ist nach Alf (1990) sehr hygrophil (Stufe 8).

Lindroth (1949) zufolge erreicht sie in Schwarzerlen-Bruchwäldern ihre Häufigkeits-Maximum. Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). In diesem Habitat tritt sie über alle speziellen Untersuchungen hinweg in sehr hohen Stetigkeiten und mit mittleren bis hohen Abundanzen auf (Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1998a, Schiller 1973, Platen 1989, Platen 1991, Sustek 2004, Bezdek et al. 1997, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Stegner 1999, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985). Von Platen (1989) wird sie als „Art des Erlen-Bruchwaldes“ klassifiziert. Barndt (1976) fand sie in Berlin in Flutrasen und nassen Waldtypen (CEA, nasses PRF).

Schneider (1991) fand *P. minor* in allen Verlandungsgesellschaften des Federseeriedes. Bauer (1982) stellte sie (in Einzeltieren) nur in der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest. In dem von Meißner (1998) untersuchten Berliner Niedermoor-Komplex trat sie mit großer Stetigkeit und in mittleren Abundanzen auf. Stegner (1999) sieht eine Präferenz für und einen „Verbreitungsschwerpunkt in Zwischenmooren (u.a. Tietze 1997, in Stegner 1999). Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine Präferenz für die organischen Standorte und die länger überstauten, nassen Ausprägungen, fehlt aber auch in den Flussmarschen nicht ganz. Isaksson (2007) fand sie in hoher Stetigkeit in reicheren schwedischen Niedermooren [„rich fens“]. Sie zieht dort „+/- schattige“ Habitate vor, was aber auch bereits durch hohe Krautvegetation realisiert sein kann (Lindroth 1949). Dawson (1965) fand die Art abundant in allen Teillebensräumen des untersuchten, basenreichen englischen Niedermoorgebietes, solchen mit vorherrschenden Seggen oder Pfeifengräsern ebenso wie den Gehölzbereichen (Grauweide, Faulbaum u.a.).

In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat die Art nur sehr vereinzelt sowohl in den Weich- als auch in den Hartholzauwäldern auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf.

Topp (1988) stellte sie in Einzeltieren als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel fest, was für eine gute Ausbreitungsfähigkeit spricht.

In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie nur in Einzeltieren vertreten.

<i>Pterostichus minor</i>	BRSI: 162,1547 (<0,0001)	<u>Au/Bruch:</u> BRUS>FH> CEA>BRU> ORG: <u>zusammen:</u> BRUS>FH> CEA>BRU> ORG	FH, ORG, (WS), AB, ALN, ALNS, STA, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM, HMA, HMI, SPM, CRS, (VPR), (PMS: neg.), VPS, VUP, FIM: neg., (VUB)	≥5	Moor; höchster HT: CEA	n.t.
---------------------------	--------------------------	---	---	----	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Intakte Bruchwaldstandorte erreichen den maximalen χ^2 -Testwert, woraus gefolgert werden kann, dass es v.a. die Standortsbedingungen der Brüche/Niedermoore sind, zu der die Affinitäten der Art bestehen, und erst an zweiter Stelle auch eine entsprechende Bestockung. Der Bezug zu Niedermoorstandorten ist in gutem Einklang mit der Literatur, ebenfalls die Affinität zu nassen Standorten. In der ISA wird der höchste Wert ebenfalls für das Standorts-bezogene Konvolut der Niedermoor- und Bruchwaldstandorte (HTS2) erzielt und ist hoch. Der ebenfalls recht hohe Wert auf gleicher Aggregationsebene für die Bestockung (HTB2) ist deutlich geringer. Speziell für das CEA als HT wird ebenfalls ein recht hoher IndVal errechnet.

Agonum fuliginosum ist eine verbreite, hygrophile Art der Feuchtwälder, beschatteten Ufer und Sümpfe (Hurka 1996), die nicht nur Au- und Bruch-, sondern auch mineralisch beeinflusste Moorwälder sowie mesotrophe Moore (Koch 1989) besiedelt (sh. dort). In Schleswig-Holstein kommt sie nach Irmeler & Gürlich (2004) „an allen feuchten und nassen Standorten vor, die höchsten Abundanzen wurden jedoch im nassen Erlenbruch und nassen Hochmoor erreicht (sh. auch dort.)“. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiteren Vorkommen in Verlandungsvegetation. Die Art kann mithilfe einer „physikalischen Kieme“ unter Wasser atmen und so bis zu 70 Tage Submersion überstehen (Palmen 1948, Palmer 1945 in Gruschwitz 1983), und ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)). Ermisch & Langer (1932) stufen die Art im sächsischen Vogtland als tyrophophil ein. In Skandinavien ist sie „in *Alnus*-Mooren (gern mit *Sphagnum*) im *Salix*-Gebüsch, in feuchten Laub- und Mischwäldern, in dunklen Bachravinen usw. besonders häufig“ (Lindroth 1949). Auch in Großbritannien kommt sie an „schattigen, feuchten Orten zwischen Moosen und Blättern, oft unter Büschen und Laubbäumen, z.B. Erlen“ vor (Lindroth 1974), ferner am Rand von Mooren, v.a. an dortigen Gewässerrändern (Luff 1998).

Die Art tritt mit hoher Stetigkeit und Abundanz in Erlen-Bruchwäldern (CEA) auf (Schiller 1973, Pentermann 1988a, Platen 1989, Platen 1991, Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1998a, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985). Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). Sustek (2004) fand die Art in etwas höherer Abundanz im hydrologisch gestörten CEA. Koth (1974) stellte im Sauerland eine Bevorzugung *Sphagnum*-reicher Erlenbruchwälder fest. In den von Nötzold (1996) untersuchten CEA trat sie praktisch überhaupt nur in den hydrologisch intakten Flächen auf. Barndt (1976) fand sie in Berlin nassen Waldtypen (CEA, nasses PRF) abundanter als im Flutrasen.

In einem nordböhmischen Feuchtgebiet erreichte sie relativ höchste Abundanzen im mineralischen „Erlensumpf“, und trat ferner im Birken-Moorwald und Übergangsmoor auf (Hurka 1960, Hejkal 1990). Sie wird regelmäßig auch in mineralisch beeinflussten Mooren, wie Nieder- und Übergangsmooren und entsprechenden Moorwäldern nachgewiesen (sh. bei den Hochmooren).

Die Art tritt auch in Auwäldern auf, beispielsweise jenen der Rheinaue (Neu 2007), in hoher Stetigkeit und Abundanz im Weichholzauwald, hingegen nicht in allen untersuchten Hartholzauwäldern; ein Trockenjahr wirkte sich dort ungünstig aus. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie nur in geringer Abundanz und nur in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf.

Eine Waldbindung besteht nicht. Im dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoor mit angrenzendem Erlen-Bruchwald trat sie in Seggenrieden stetig und mäßig abundant auf, fehlte aber in den untersuchten Nasswiesen. Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Bremer Marschgrünland nur mit eher geringer Stetigkeit und Abundanz. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine deutliche Präferenz für die organischen Standorte und die länger überstauten, nassen Ausprägungen. Von Wasner (1977) wurde sie im Federsee-Moor am stärksten in den Großseggenrieden gefangen, ferner v.a. in den Weidengebüschen. Sustek et al. (1997) fand die Art im an den CEA angrenzenden Schilf-Röhricht in höherer Abundanz. Ähnlich war es in dem Vergleich bei Pentermann (1988b), wo die Art nur in der Nasswiese, nicht aber im Bruchwald auftrat. Obrtel (1972) fand sie abundant in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht. Dawson (1965) stellte die Art abundant in allen Teillebensräumen des untersuchten, basenreichen englischen Niedermoorgebietes fest, solchen mit vorherrschenden Seggen oder Pfeifengräsern ebenso wie den Gehölzbereichen (Grauweide, Faulbaum u.a.).

Die Art ist flügeldimorph und zumindest teilweise flugfähig (Turin 2000). Dass sie an Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) praktisch fehlt, spricht für die Präferenz eher stabiler Habitats und keine ausgesprochene Pioniereigenschaft.

<i>Agonum fuliginosum</i>	BRSI: 137,3398 (<0,0001)	Au/Bruch: BRUS>FH> ORG>BRU>AB; zusammen: BRUS>FH> ORG>BRU>AB	FH, ORG,(FEUES), AB, AW, ALN, ALNS, SQS, STA, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM, HMA, CRS, MWA, MWSI, MWP, VUB	≥5	Moor; Höchster HT: NMO	n.t.
---------------------------	-----------------------------	---	---	----	---------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Sowohl χ^2 - als auch ISA-Testreihen identifizieren Bruchwald-/Niedermoorstandorte als Habitat mit dem höchsten Habitatwert für die Art. Allerdings erreicht im χ^2 -Verfahren die hydrologisch intakte Variante den höchsten Wert, während diese in der ISA auch signifikant, aber die Summe aller Niedermoor- und Bruchstandorte den relativ höchsten IndVal erreicht. Im Vergleich der Bestockungsvarianten werden sowohl auf der ersten (HTB1X) als auch der zweiten Aggregationsebene (HTB2) jeweils Niedermooresignifikant indiziert, so dass die Art mindestens so sehr ein Niedermoor- wie ein Bruchwaldbewohner ist. Laut χ^2 -Test werden nasse Standorte präferiert, was ebenfalls mit der Literatur übereinstimmt.

Oodes helopioides ist ein Bewohner offener oder teilweise beschatteter, nasser Lebensräume (Hurka 1996, GAC 2009), der teils subaquatisch und extrem hygrophil v.a. in der Verlandungszone morastiger und lehmiger Böden lebt (Lindroth 1949, Marggi 1992). Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)). Es werden lehmige, besonders aber auch Gytija-artige Ufer besiedelt (Lindroth 1949). Zumindest in Mitteleuropa lebt die Art Lindroth (1949) zufolge auch in Mooren.

Die Art wurde wiederholt auch im Schwarzerlen-Bruchwald gefunden, meist in geringerer Stetigkeit und überwiegend geringen Abundanzen (Riegel 1996, Bezdek et al. 1997), vereinzelt aber auch in höheren (Stegner 1998a, Sustek 2004). Sie trat in Berliner Mooren mit hoher Stetigkeit und hohen Abundanzen auf, auch im oligotrophen CEA, und fehlte im Birken-Bruchwald (Platen 1989, Platen 1991). Motzfeld & Hartmann (1985) fanden sie im Peenetal hingegen nur in Birkenwäldern auf organischen Böden und (etwas abundanter) im Seggenried, nicht im Erlenbruchwald. In den Aufnahmen aus Nordwestdeutschland (Schiller 1973, Nötzold 1996) wie aus Kärnten (Pentermann 1988a, Pentermann 1988b) fehlt die Art im CEA. Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999).

Barndt (1976) beobachtete sie maximal in Flutrasen, aber auch in den nassen Waldtypen (CEA, PRF), weniger im feuchten PRF. Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland mit mäßiger Stetigkeit und Abundanz. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine deutliche Präferenz für die organischen und nasser Standorte. Obertel (1972) stellte sie sehr abundant in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht fest. Meißner (1998) fand sie in einem Berliner Niedermoor in Seggenrieden, und seltener auf Feuchtwiesen. Wasner (1974) charakterisiert sie für das Federseemoor als „typischen Bewohner des Schilfgürtels und des anschließenden Seggenrieds“, d.h. u.a. auf dem „Gyttja im Phragmitetum“ vorkommend.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen in Einzeltieren.

<i>Oodes helopioides</i>	BRSI: 63,2341 (<0,0001)	BRUS>NM> SAN>SAL>WHI	FH, FEUES, AB, AW, SAL, STA, CEA, OWG, NMO,	n.t.	-; Höchster HT: SAL	n.t.
--------------------------	----------------------------	-------------------------	--	------	------------------------	------

			WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM, (OM)			
--	--	--	---	--	--	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Intakte Niedermoor- und Bruchwaldstandorte sind ein plausibler χ^2 -Maximalwert, der mit den Literaturangaben zu den Habitatansprüchen der Art ebenso wie mit dem höchsten ISA-Wert (obzwar relativ gering) konform geht. Höchste Präferenz hat die Art möglicherweise für Ufer und ihre Röhrichte einschließlich Niedermooren, doch sind diese Daten methodisch bedingt und aufgrund der Schwerpunkt-Fragestellung nur gering vertreten.

Leistus terminatus ist eine Art ganz oder teilweise schattiger, feuchter bis nasser Lebensräume (Hurka 1996), v.a. der Sümpfe und Brüche (Hurka 1996, Koch 1989). Neben Feuchtwäldern sind u.a. Großseggenriede (GAC 2009) als Lebensraum angegeben. Im atlantischen Schleswig-Holstein stufen Irmeler & Gürlich (2004) sie als „Art feuchter Wälder“, jedoch wegen relativ „weiter Toleranz gegenüber Baumbedeckung“ nicht als silvicol ein, und geben an, dass die Art „in fast allen Habitattypen vorkommt, mit Ausnahme sehr trockener Habitate.“ Die Hauptvorkommen liegen nach Trautner (1996a) im Zielartenkonzept Baden-Württemberg in Sumpf-/Bruchwäldern, Niedermooren, Stillgewässerufeln und Röhrichten, mit Nebenvorkommen in Auwäldern. Ermisch & Langer (1935) bezeichnen sie für das Vogtland als „Sumpfbewohner“. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, mit weiterem Hauptvorkommen in Feucht- und Nasswäldern und Nebenvorkommen in mesophilen Wäldern und Forsten sowie Frischwiesen und -weiden. Die Angaben für die Schweiz nach Marggi (1992) zum Vorkommen in Mooren und Moorheiden, und oft gemeinsam mit *Bradycellus ruficollis*, weichen von der Mehrzahl der Angaben ab; andererseits gibt Marggi (1992) an, dass die Art „nur auf sehr schweren, sehr feuchten, morastigen schwarzen Sumpfböden leben kann“, und so erscheint die Einstufung „Ufer und Feuchtgebiete“ von Luka et al. (2009) wohl auch für die Schweiz zutreffender.

In Skandinavien „fordert sie starke Beschattung und höhere Bodenfeuchte, und lebt fast ausschließlich in Laub- und Mischwäldern an Bächen, Quellen und in Sümpfen zwischen Moos und nassem Laub.“ Solche Habitate sind z.T. „dunkle Bachravinen“ und „*Alnus glutinosa*-Sümpfe [gemeint ist sicher Bruchwald, wie sich aus der Beschreibung und dem weiteren Textverlauf ergibt], besonders, wo die Bäume auf ausgeprägten Sockeln stehen, häufig mit *Agonum fuliginosum* und zuweilen mit *Epaphius rivularis* zusammen. Auch in Finnland für Bruchwälder angegeben“ (Lindroth 1949). Lindelöw (1990) fand sie zusammen mit *Patrobis assimilis*, *Epaphius rivularis* und dem nordischen Moorwaldspezialisten *Platynus mannerheimii*. In einem norwegischen Fichtenwald (Gongalsky et al. 2005) trat sie nur auf der Kontrollfläche auf, nicht den verschiedenen forstlichen Behandlungsvarianten einer kontrollierten Brandfläche. Für Großbritannien nennt Lindroth (1974) „feuchte, schattige Orte zwischen nassem Laub, oft unter Erlen.“

Tietze (1966b) stellte sie in geringer Abundanz im Hartholzauwald fest, in den meisten Auwald-Aufnahmen fehlt die Art aber. Die Art tritt sehr regelmäßig auch in Bruchwäldern auf (Riegel 1996, Platen 1989, 1999), auch in oligotrophen Ausprägungen, die zu Übergangsmooren überleiten (Platen 1989). Nötzold (1996) wies die Art sowohl in nassen als auch in hydrologisch beeinträchtigten CEA Schleswig-Holsteins nach. Korge (1963) fing sie „gelegentlich in den Erlenbrüchern“, bevorzugt unter nassem Laub am Rand eines *Carex*-Moores. Barndt (1976) fand sie im nassen PRF abundanter als im CEA, abundant aber auch auf Heideflächen [hier möglicherweise als saisonaler Habitatwechsler].

In den von Meißner (1998) untersuchten Niedermoor-Habitaten kam die Art nur vereinzelt vor. Die Art fehlt auch an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000) und bevorzugt demnach offenbar stabile Feuchthabitate. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf. Topp (1988) fand ein Einzeltier als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was eine gute Ausbreitungsfähigkeit attestiert.

<i>Leistus terminatus</i>	BRSI: 57,3426 (<0,0001)	BRUS>AB>FH> NM>ALN	FH, ORG.(WS), FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, STA, CEA, (OWG), NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	≥5	-.; Höchster HT: CEA/STA	n.t.
---------------------------	----------------------------	-----------------------	---	----	-----------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Der höchste χ^2 -Testwert lautet auf intakte Bruchwaldstandorte, also mineralisch getönte Torfstandorte mit nassem Wasserhaushalt, zu dem auch als Merkmal eine Affinität laut Tests besteht. Obgleich der Wert nicht sehr hoch ist, stimmt er gut mit den in der Literatur vorwiegend genannten Habitaten (v.a. in Süddeutschland) überein. In der ISA werden nur Feuchthabitate, und dies nur mit einem eher geringen IndVal selektiert. Höchste HT-Affinitäten im χ^2 -Test zeigt die Art für CEA und STA gleichermaßen.

Agonum thoreyi ist laut Literatur vor allem ein Bewohner von Röhrichten in Niedermooren und an Ufern, der auch speziell an eine Lebensweise in Röhrichten angepasst ist (Wasner 1977). Es werden v.a. Uferrohrichte und Verlandungsvegetation besiedelt, selten oligotrophe Moore (Lindroth 1986). Vorzugshabitat ist „ganz nasser Gytja mit reicher, hochgewachsener Vegetation“ von Röhrichtvegetation und geringer oder fehlender Moosdecke (Lindroth 1949).

Obtel (1972) fand sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht, Meißner (1998) in einem Rispenseggenried Berlins. Baehr (1983) bezeichnet sie als „extrem hygrophile Art der feuchtesten Stellen von Schilfrieden.“ Die Art wurde von Wasner (1977) von den untersuchten *Europhilus*-Arten des Federsee-Moores relativ am stärksten (in Relation zu den anderen Arten dieser Untergattung) in den Weidengebüschen gefunden. Ludewig (1996) bezeichnet die Art als „Bewohner von Schilfzonen und sumpfigen Wäldern.“ Dawson (1965) fand die Art in einem englischen Niedermoorgebiet hingegen weitgehend auf Bereiche mit vorherrschenden Seggen (rein oder gemischt mit Pfeifengras) beschränkt, nur in Einzeltieren in den Gehölzbereichen (Grauweide, Faulbaum u.a.).

Platen (1989, 1991) stellte sie regelmäßig in den Schwarzerlen-Bruchwäldern Berliner Moore fest, in vielen Aufnahmen aus diesem Lebensraum (Riegel 1996, Nötzold 1996, Sustek 2004) fehlt sie aber. Möglicherweise ist ihr Auftreten in Bruchwäldern eine Frage der Durchdringung von Bruchwäldern und -gebüsch mit Röhrichten, bzw. dem Auftreten entsprechender Bodenvegetation. Stegner (1999) stellte ferner fest, dass die Art zur Überwinterung „massiv aus angrenzenden Röhrichten in die Bruchwälder“ einwandert, was zumindest Winterfunde in diesem Lebensraum erklären würde.

In den von Rehfeldt (1984b) untersuchten ostniedersächsischen Flussauen trat sie in den untersuchten Weiden-Auwäldern auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur in wenigen Einzeltieren auf, ebenso wie in lang überstautem Marschgrünland (Handke 1996b). An temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie. Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010), ist also ausbreitungsfähig.

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf. Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen in einem Weidengebüsch.

<i>Agonum thoreyi</i>	BRSI: 41,2614 (<0,0001)	BRUS>BRU> OWG>NM> CEA	ORG, AB, CEA, OWG, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	n.t.	Höchster HT: OWG	n.t.
-----------------------	----------------------------	-----------------------------	---	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art zeigt wie weitere Röhricht-bewohnende Arten v.a. eine Affinität zu intakten Niedermoor-/Bruchwald-Standorten. In der ISA werden nur Feuchthabitate positiv getestet, mit allerdings extrem geringem IndVal.

Bembidion guttula ist der Literatur zufolge eine „Nassart“ schlammiger Ufer und anmooriger (Koch 1989) Habite sowie feuchter Auen. GAC (2009) klassifiziert sie als Art des Feuchtgrünlandes. Hurka (1996) zufolge ist sie indifferent gegenüber Schatten. Köhler (2000) klassifiziert sie nicht als ripicol. In Skandinavien werden neben Feuchtwiesen und Mooren auch „mäßig beschattete Waldsümpfe“ besiedelt (Lindroth 1949). Krogerus (1960) fand die Art bei Untersuchungen skandinavischer Moore auch in verschiedenen Moortypen, v.a. in den „Bruchmooren“.

Die Art fehlt in den meisten Aufnahmen aus Schwarzerlen-Bruchwäldern bis auf einzelne Funde bei Platen (1989, 1991) und Stegner (1999), der sie als Trennart für auenbegleitende Erlenbrüche gegenüber solchen auf Versumpfungsstandorten einschätzt. Ebenfalls fehlt sie in dem zum Vergleich zu den Bruchwäldern herangezogenen Niedermoorkomplex bei Berlin (Meißner 1998). Im nordböhmischen Feuchtgebietskomplex „Soos“ fand Hurka (1960) sie „im *Sphagnum*“ (und zitiert weitere Funde aus Hochmooren), Heijkal (1990) dort in Heideflächen auf Torf.

Ludewig (2007) beobachtete sie in der hessischen Rheinaue bevorzugt an Ufern, sowie in Nasswiesen und Röhrichten. In Weich- und Hartholzauwäldern der Rheinaue (Neu 2007) trat sie stets nur in Einzeltieren auf. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) im Silberweiden-Auwald und dem Röhricht vor. Am hessischen Rhein fand Handke (1993) sie in einer Pappelkultur der (hydrologisch intakten) Weichholzaue, nicht jedoch im Hartholzauwald. Falke et al. (2000a) fanden sie in einem feuchten Eichen-Hainbuchenwald, den sie zum *Quercus-Ulmetum* stellen, nicht hingegen in weniger feuchten Ausprägungen von Eichenwäldern, und auch sonst fehlt die Art in Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwest- und Südwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981, Müller 1983, Trautner et al. 1998). Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern Erlenauwälder.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. Handke (1996b) fand sie in eher geringer Stetigkeit und Abundanz in lang überstautem Marschgrünland. An temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und meist hoher Abundanz auf. An Kiesbänken der Isar, des Lechs und der Donau (Plachter 1986a) war sie nicht vertreten, aber als Einzeltier an den sandigen Ufern des Brombachs. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen mäßig stetig und gering abundant.

<i>Bembidion guttula</i>	BRSI: 41,0076 (<0,0001)	BRUS>AB>FRU >BRU>FH	FH, LBW, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SAL, FRU, PRF, (STA), CEA, OWG, NMO, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, NM	Keine	-; Höchster HT: FRU	n.t.
--------------------------	-------------------------	---------------------	---	-------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

In den χ^2 -Tests wird der höchste, wenn auch nicht sehr hohe Testwert für intakte Bruchwaldstandorte (BRSI) erreicht, was mit der Einstufung als „Nassart“ im Prinzip gut übereinstimmt. Laut Literatur zieht sie möglicherweise offene den bewaldeten Habitaten vor, und ist auch nicht an organische Standorte gebunden. In der ISA werden nur sehr niedrige IndVal auf Ebene stark aggregierter Einheiten erreicht.

Agonum gracile ist nach Koch (1989) ein „Bewohner nährstoffarmer *Sphagnum*-Schwingrasen von Torfstichen und ehemaligen Hochmooren“ sowie „unbeschatteter Sümpfe“ und ihrer Ufer, aber auch von Tongruben und feuchten Waldrändern. In Tschechien ist sie eine tyrophile Art saurer Standorte wie Ufer und Sümpfe (Hurka 1996). Baehr (1983) bezeichnet sie als „nordeuropäische, feuchtigkeitsliebende Art der Sümpfe und Moore.“ In Schleswig-Holstein wurde die Art von Irmiler & Gürlich (2004) als „euhygrophil und tyrophil“ und Art „nasser, saurer Wälder“ eingestuft, die positiv mit der Beschattung durch Bäume korreliert, aber „fast ausschließlich in locker bewaldeten Flächen

oder am Waldrand“, dabei „die vollkommen waldfreien Bereiche meidend.“ Sie zählen sie nicht zu den silvicolen Arten, da sie nur leichte Beschattung präferiert. Lindroth (1949) zufolge kommt sie in Skandinavien „stets in offener, sonnexponierter Lage“ vor. Trautner (1996a) führt die Art für Baden-Württemberg im Zielartenkonzept als Bewohner der Übergangs- und Niedermoore/Sümpfe (Hauptvorkommen) sowie der Au- und Sumpf-/Bruchwälder sowie Ufer (Fließ-/Stillgewässer) und Röhrichte auf. Du Chatenet (2005) zufolge lebt die Art an „sehr feuchten und schattigen Orten, am Rand von Mooren und Stillgewässern, zwischen Torfmoosen und anderen Moosen.“ Baguette (1993) folgend präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf. In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie u.a. auch in feuchten Waldtypen wie nassem Pappelwald und Eichen-Birkenwald vor. In der ausgewerteten Literatur zu Schwarzerlen-Bruchwäldern finden sich nur wenige Nennungen (Platen 1989, Platen 1991, Bezdek et al. 1997).

Die Art wird von verschiedenen Autoren als zumindest regional tyrophil bezeichnet (z.B. Horion & Hoch 1954), dem jedoch Wasner (1974) widerspricht, der für die Art am Federseeried keine besondere Bindung an *Sphagnum* feststellen konnte; sie tritt dort auf „Flachmoor“-Standorten und besonders häufig im Phragmitetum auf.

Främbs (1993) fand sie nicht im „natürliche“ und „degenerierte“ Teile aufweisenden, sondern nur im abgebauten Hochmoor Nordwestdeutschlands. Für Berlin wird sie von Platen (1989) zu den „Arten oligotropher bis mesotropher Moorstandorte“ gezählt. Stegemann (2002) nennt sie für die Ueckermünder Heide eine „hygrobionte Art verschiedener Moortypen.“ Meißner (1998) fand sie in einem Berliner Niedermoorkomplex nicht. In einem nordböhmischen Feuchtgebiet trat sie in verschiedenen Feuchthabitaten auf; während Hurka (1960) sie dort in verschiedenen Moorhabitaten, u.a. „unter Birkenlaub“ fand, und eine Bevorzugung nassen *Sphagnum*s vermutet, wies Hejkal (1990) sie in höchster Abundanz im mineralischen „Sumpf“ und „dominant“ in einem Niedermoor-Bereich nach. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine deutliche Präferenz für die organischen und die nasseren Standorte.

Renkonen (1938) beschreibt sie aus finnischen „Bruchmooren“ „in Mooren und an Ufern lebend.“ Krogerus (1960) fand sie in „Weiß-, Braun- und Bruchmooren“, nicht aber in „Reisermooren“ (=ombrogenen Mooren, Hochmooren). Lindroth (1986) nennt die Art „sehr hygrophil“ und beschreibt ihren Lebensraum in Skandinavien als Torfmoosmoore [„quagmires“] sowie oligo- und dystrophe, seltener eutrophe Seeufer. Lindroth (1949) sieht eine „Vorliebe für *Sphagnum*.“ Friden (1963) fand sie in Schweden nur in oligotrophen, nicht in mesotrophen Mooren. In Großbritannien lebt die Art v.a. an „sehr feuchten, schattigen Orten“, u.a. in *Sphagnum*-Mooren, an schattigen, moosigen Seeufern und in kühl-feuchten Hochland-Grasländern (Lindroth 1974, Luff 1998). In Irland ist sie „in Niedermooren und anderen gut bewachsenen Feuchtgebieten scheinbar häufig, gelegentlich auch in *Sphagnum* und Deckenmoor“ (Anderson et al. 2000). In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie in nassen Wäldern, Mooren und Verlandungen von Seen vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Topp (1988) fand ein Einzeltier als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was eine nicht geringe Ausbreitungsfähigkeit nahelegt. Sie trat auf einer Sturmwurflläche des baden-württembergischen Alpenvorlandes auf (Kenter et al. 1998), fehlte aber im Vergleichsbestand, ebenfalls als Indiz einer nicht geringen Ausbreitungsfähigkeit, und dies auch in Waldgebieten. An temporären Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

Plachter (1986) fand sie vereinzelt im Bereich des sandigen Brombachs.

<i>Agonum gracile</i>	BRSI: 34,3066 (<0,0001)	BRUS>NMO> NM>BRU>ORG	FH, ORG, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	Keine	-, Höchster HT: NMO	n.t.
-----------------------	-------------------------	----------------------	---	-------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Wie *A. thoreyi* ist *A. gracile* v.a. ein Röhricht- und Verlandungszonen-Bewohner, der jedoch wesentlich stärker als jene Art auch in Mooren vorkommt. Die Toleranz gegenüber Beschattung dürfte laut Literatur regional unterschiedlich ausgeprägt sein. Die Affinität im untersuchten Datensatz v.a. zu hydrologisch intakten Bruch- und Niedermoorstandorten ist prinzipiell insoweit mit der Literatur in Einklang, wie die datenmäßig unterrepräsentierten organischen Uferstandorte hier als subsummiert

gelten können. In der ISA werden nur Feuchthabitate indiziert, mit einem der geringen Stetigkeit geschuldeten, sehr niedrigen Wert.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Schwarzerlen-Bruchwald

Der Chi²-Maximalwert weist *Elaphrus cupreus* und *Pterostichus anthracinus* dem Konvolut aus Au- und Bruchwäldern (AB) zu, der maximale Testwert für einen HT lautet indes auf das CEA. Sie werden beim AB im Abschnitt Auwald behandelt.

Ohrweidengebüsch

Epaphius secalis bewohnt feuchte, offene und bewaldete Lebensräume (Hurka 1996, GAC 2009) (sh. auch bei den Mooren). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in Feucht- und Nasswäldern, mit Nebenvorkommen in oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation (was auch die Hoch- bzw. Übergangsmoore umfasst). Die Art zeigt bei den Autoren, die eine entsprechende Skalierung vorgenommen haben, nur mittlere Hygrophilie (Stufe 5 nach Alf (1990), und Stufe 6 auf einer 8-stufigen Skala bei Sustek (2003)). Hurka (1996) zufolge sind die Habitate „feucht bis halbflecht“.

Nach Hurka (1996) ist sie indifferent gegenüber Schatten, wurde aber nach Marggi (1992) und Luka et al. (2009) in der Schweiz häufiger in Feucht- und Nasswiesen als in Wäldern nachgewiesen. Koch (1989) erwähnt Kahlschläge und speziell für „Bayern: lichte Fichtenwälder“ als weitere Lebensräume. Koch (1989) und Marggi (1992) nennen auch Moore als Lebensraum. Irmeler & Gürlich (2004), die *E. secalis* für Schleswig-Holstein zu den „Arten feuchter Wälder“ stellen, da sie ihre größte „Häufigkeit“ in frischem Laubwald erreicht, betrachten sie nicht als silvicol, da nur eine lichte Baumbedeckung bevorzugt werde. Auch diese Autoren fanden die Art ferner regelmäßig auch im „Heidehochmoor“.

In Skandinavien ist es „vorwiegend eine Waldart, die Beschattung, mäßige bis ausgeprägte Feuchtigkeit und +- starken Humusgehalt des Bodens fordert“ (Lindroth 1949). Aus Finnland berichtet Renkonen (1938) vom Vorkommen in Fichten- und Birkenbrüchern, allerdings bevorzugt „in hainartigen Bruchwäldern mit dünner Torfschicht auf Lehmboden.“ Ein solcher wird „deutlich vorgezogen“, sie kommt aber auch „auf sandgemischter Erde sowie auf Torf“ vor (Lindroth 1949). Niemelä et al. (1988) fanden die Art in der südfinnischen Taiga als eine der „abundanten Arten“, sowohl in alten Taiga-Fragmenten wie im Wirtschaftswald.

In manchen, wohl v.a. nassen CEA tritt die Art nicht (Riegel 1996, Schiller 1973, Bezdek et al. 1997), oder nur in geringer Stetigkeit und Abundanz auf (Sustek 2004, Nötzold 1996), wobei jedoch fallweise auch einzelne Probestellen mit höheren Abundanzen besiedelt werden können (Platen 1991, Stegner 1998a). In sächsischen CEA trat sie mit deutlicher höherer „Repräsentanz“ auf Flächen hohen Grundwasser-Flurabstandes auf, d.h. auf den eher trockenen (Stegner 1999). Sie fehlt in oligotrophen Berliner CEA ebenso wie im Birken-Bruchwald, tritt aber im mesotrophen CEA mit hoher Stetigkeit auf (Platen 1989). Im Feuchtgebietskomplex „Soos“ Nordböhmens (Hurka 1960, Hejkal 1990) kommt sie sowohl in offenen wie bewaldeten und sowohl auf Torf wie auf Mineralboden vor.

Schneider (1991) meldete die Art aus überwiegend verheideten, offenen Hochmooren des Voralpenlandes (Baden-Württemberg). Bauer (1982) stellte sie im selben Naturraum in vergleichbarer Abundanz auf einer gemähten wie einer ungemähten Streuwiese fest. Meißner (1998) fand sie in einem Berliner Niedermoorkomplex nicht, und auch in den Aufnahmen von Barndt (1976) aus diesem Raum fehlt sie.

Zawadzki & Schmidt (1994) und Handke (1993) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue bzw. im Lampertheimer Altrhein auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte die Art. Im Hartholzauwald der Elsterau besiedelte die Art die feuchtesten Stellen in höherer Abundanz (Mletzko 1972). Im Hartholzauwald bei Halle (Tietze 1966b) trat sie mäßig abundant auf. Auch Obertel (1971b) fing ihn in einem mährischen Hartholzauwald. Lik (2010) fand sie sowohl im Hartholzauwald, als auch dem Pappelforst und der Feuchtwiese, in ähnlichen Aktivitätsdichten. In Auwäldern der Mittleren Rheinaue (Neu 2007) trat *E. secalis* überwiegend eher vereinzelt auf, dabei stetiger in den untersuchten Weich- als in den Hartholzauwäldern. Sustek (2003) fand die Art im Vergleich eines natürlichen Auwaldes mit dem Zustand nach der Regulierung erst nach der Regulierung. In einer Vergleichsreihe dreier zunehmend hydrologisch beeinträchtigter Weichholz-Auwälder der ungarischen

Donau (Szel et al. 2005) fand sie sich in der intakten gering abundant, in der mittelstark beeinträchtigten abundanter, verschwand dann aber in der durch Ausleitung trockenen Variante.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in hoher Abundanz auf. Die Art fehlt an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000). Sie ist brachypter (Turin 2000).

In den Eichen-Hainbuchenwäldern Nordwestdeutschlands (Janßen 1992, Vossel & Aßmann 1995, Klenner 1996, Falke et al. 2000a, Falke et al. 2000b, Lauterbach 1964, Rehage & Renner 1981) tritt sie nur in den feuchtesten Ausprägungen auf. In Eichen-Hainbuchenwäldern Südwestdeutschlands (Müller 1983, Trautner et al. 1998) ist sie nur in Einzeltieren vertreten oder fehlt.

An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) trat sie wenig stetig und nur z.T. mäßig abundant auf, ohne erkennbare Bevorzugung Gehölz-geprägter Bereiche.

<i>Epaphius secalis</i>	FH: 70,4757 (<0,0001)	Au/Bruch: AB>OWG>AW> ALN>FEUES; zusammen: AB>OWG>AW> ALN>HMO	FH, ORG, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, OM, HMA, HMH, HMO, (PMS)	Keine	Moor; Höchster HT:OWG	n.t.
-------------------------	--------------------------	---	---	-------	--------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Die Art erreicht recht hohe Treue-Werte für mineralische Feuchtwälder (FWMIN, ohne Bruchwälder). Das in der Literatur z.T. erwähnte Vorkommen in Fichtenwäldern oder auf Kahlschlägen findet im ausgewerteten bayerischen Datenbestand keine Entsprechung, wohl aber jenes in verheideten Mooren, was in Einklang mit den o.g. Angaben für dieses Teilhabitat ist, und dennoch einen bemerkenswerten Kontrast zu mineralischen Feuchtwäldern darstellt. Diese Art scheint demnach ein „mehnteiliges Habitat“ zu besiedeln, das nur über einen mäßigen „gemeinsamen Nenner“ zu verfügen scheint, kann aber dennoch für beide Habitate bzw. Ausprägungen als „charakteristisch“ gelten. Dass die Art demnach verschiedene Feuchtwälder besiedelt, kommt aus dem höchsten χ^2 -Wert zum Ausdruck, der nicht sehr hoch ist und allgemein Feuchthabitate indiziert. Auch in der ISA werden stärker aggregierte Typen wie Auen (auf der Ebene der HTB3X), Feuchthabitate, und als höchster Wert mineralisch beeinflusste Feuchthabitate einschließlich Bruchwäldern indiziert. Ein Bezug zu Habitaten auf Bruchwaldstandorten ist über den höchsten HT-bezogenen χ^2 -Testwert gegeben, den die Art für das Ohrweidengebüsch (OWG) erzielt. Dieser HT stellt in gewisser Hinsicht ein „Bindeglied“ zwischen den Habitaten der Art im Auwald und in offenen Mooren dar.

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Keine

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Dyschirius globosus ist eine Art mit grabender Lebensweise, die in verschiedenen Lebensräumen auftreten kann und dabei nach Hurka (1996) „indifferent gegenüber Schatten“ ist, nach Fedorenko (1996) aber offene Lebensräume präferiert. GAC (2009) stuft sie in allen Regionen als „eurytop“ ein. Vorrangig ist sie jedoch ein Feuchtgebietsbewohner (Lindroth 1949), der u.a. auch in Hochmooren (sh. dort) vorkommt. Im atlantischen Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004) ist es eine in verschiedenen Lebensräumen verbreitete Art, die jedoch ihre höchsten Abundanzen in offenen Nieder- und Hochmooren erreicht.

In Schwarzerlen-Bruchwäldern ist die Art überwiegend in hohen Stetigkeiten vertreten (Riegel 1996, Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991, Barndt 1976, Sustek 2004, Bezdek et al. 1997), wurde aber z.T. auch nur in geringeren Abundanzen, vorwiegend in den hydrologisch beeinträchtigten Varianten (Nötzold 1996) nachgewiesen. In ausgeprägt oligotrophen CEA Berlins trat sie nicht auf, wohl aber, wenn in geringerem Umfang, im BEC (Platen 1989). Auch im Peenetal wurde sie von Müller-Motzfeld & Hartmann (1985) nur im Birken-Bruchwald und im „Gebüsch-Ried“ nachgewiesen, nicht im CEA. Stegner (1999) liefert den Versuch einer Erklärung für das unterschiedliche Auftreten in Bruchwäldern, und sieht u.a. Anforderungen an die Stabilität des Lebensraumes, enge Ansprüche an den Wasserhaushalt und das Vorhandensein von Torfmoospolstern als mögliche Faktoren an. Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). Die Art profitierte nach Stegner (1999) von einer „permanenten Durchfeuchtung der Torfmoosauflage.“

In einem Berliner Niedermoorkomplex war sie in hoher Stetigkeit in den verschiedenen Ausprägungen von Rieden und Feuchtwiesen zu finden (Meißner 1998). Bauer (1982) fand sie sehr abundant in der gemähten und der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes, etwas abundanter auf letzterer. Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine starke Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997).

Im nordböhmischen Feuchtgebietskomplex „Soos“ (Hurka 1960, Hejkal 1990) kommt sie abundant, aber nur auf Torfsubstrat vor, bevorzugt auf den offenen Rohtorf- und Heideflächen, aber auch in bewaldeten Bereichen wie einem Birken-Moorwald. In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf trat sie nur in mäßiger Abundanz auf (Obrtel 1972). Auf der Pfaueninsel (Barndt 1976) wurde sie sehr abundant im Flutrasen, und nassen Erlen-Bruchwald und weniger abundant in einem nassen Pruno-Fraxinetum nachgewiesen, im frischen PRF hingegen fehlend. In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) war sie abundant und stetig in verschiedenen Teilbereichen vertreten. In der Döberitzer Heide wurde sie vorwiegend auf Moorstandorten gefunden (Beier & Korge 2001). Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie keine Präferenz für die organischen oder mineralischen Standorte, sondern ist in beiden Typen sehr stetig vertreten.

Nach Köhler (2000) ist sie nicht ripicol, wird aber z.T. auch in Auwäldern regelmäßig gefunden. In den von Neu (2007) untersuchten Rheinauwäldern trat sie stetiger in den Weich- als in den Hartholzauwäldern auf. Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nasse, eutrophe Weiden-Auwälder bevorzugt.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßiger Abundanz auf. An temporären Feuchtstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) kommt sie wenig stetig vor. Sie ist flügeldimorph und wahrscheinlich teilweise flugfähig (Turin 2000).

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) ist sie stetig und z.T. abundant vertreten. Plachter (1986) fand sie nicht an Kiesbänken von Isar, Lech und Donau, aber in Einzeltieren im Bereich des sandigen Brombachs. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen stetig, und z.T. abundant, auch in einem Auwaldrest und anderen Gehölz-geprägten Bereichen.

<i>Dyschirius globosus</i>	FH: 99,5306 (<0,0001)	<u>Au/Bruch:</u> OM>BRSI> BRUS>ORG> NM, <u>zusammen:</u> OM>HMH> BRSI>BRUS> NMO	FH, NDW, ORG, (WS), AB, AW, (ALNS), SAL, STA, CEA, NMO, (SAN), BRUS, BRSI, BRU, NM, OM, OMBR, HMA, HMH, MHO, MWA, MWSI: (neg.), PMS: (neg.)	(≥4)	Moor, Höchster HT: NMO	n.t.
----------------------------	--------------------------	--	---	------	---------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert für Feuchthabitate allgemein (FH) deckt sich auch mit dem einzigen signifikanten ISA-Wert, und spiegelt die Tatsache wider, dass die Art sowohl in Mooren als auch in Bruch- und Auwäldern auftreten kann.

Zwei weitere Arten verdienen Erwähnung.

Pterostichus rhaeticus ist ein Moorbewohner (sh. dort), der u.a. auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern vorkommt. Die Art wurde in vielen älteren Arbeiten nicht von ***P. nigrita* (s.l.)** getrennt (Koch & Thiele 1980, Koch 1984, Koch 1986). Auch ***Pterostichus nigrita* (s.str.)** ist demnach eine kritische Art, deren ältere Angaben zumindest teilweise *P. rhaeticus* einschlossen, und wird bei den Auwäldern besprochen.

In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt *P. rhaeticus*, oftmals syntop mit *P. nigrita*, in hoher Stetigkeit (Nötzold 1996, in nassen Ausprägungen in höherer Stetigkeit und Abundanz; Bezdek et al. 1997, Riegel 1996, Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985) auf, ähnlich im BEC (Platen 1989, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985).

Pterostichus diligens als Schwesternart von *P. strenuus* ist ganz vorwiegend eine Moorart (siehe dort), jedoch nicht auf Feuchthabitate auf Torfsubstrat beschränkt, sondern besiedelt auch andere feuchte und saure Lebensräume (Hurka 1996), wie beispielsweise neben Bruchwäldern (Koch 1989) auch Auwälder, Sümpfe, Ufer und ufernahes Grünland (Koch 1989, Hurka 1996) oder auch andere Feuchthabitate (Lindroth 1949, GAC 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was auch die (Hoch- und Übergangs)moore beinhaltet, mit weiteren Haupt- und Nebenvorkommen in anderen offenen Feuchthabitaten und „Feucht- und Nasswäldern“. Irmiler & Gürlich (2004) bezeichnen sie für Schleswig-Holstein als eutyrophophil und führen neben Moorhabitaten Feuchtheiden und andere mindestens anmoorige oder stark organisch geprägte und zugleich feuchte Lebensräume speziell auf, geben die Art aber als „in allen nassen und feuchten Habitattypen vorkommend“ an. Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf. Die Art ist sehr hygrophil (Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a), Stufe „8“ nach Alf (1990). Lindroth (1949) zufolge kommt sie in Skandinavien „auf fast jedem feuchten bis nassen Biotop mit einiger Beschattung vor und ist daher in Waldgebieten am häufigsten.“ Allerdings sei sie in „Feuchtwiesen, in Mooren und Sümpfen jeder Art, namentlich in *Alnus*-Sümpfen und im Sphagnetum, oft die ohne Vergleich dominierende Carabide“ (Lindroth 1949). Moosreiche Habitate werden bevorzugt (Lindroth 1949). Rabeler (1969a) zufolge ist sie „auch außerhalb von Wäldern weit verbreitet, stellt als Waldbewohner aber eine gute, weil stete und häufige Differentialart mancher feuchten und nassen Waldgesellschaften dar.“ Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-ripicol“ ein.

In Schwarzerlen-Bruchwäldern ist *P. diligens* eine in den meisten Untersuchungen mit mittlerer Stetigkeit auftretende Art (Riegel 1996, Stegner 1998a, Schiller 1973, Sustek 2004, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b). Nur teilweise wurde sie in hoher Stetigkeit nachgewiesen (Platen 1989, Platen 1991). Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999). Auch in der Studie von Nötzold (1996) trat sie nur in den nassen CEA auf. Auf der Pfaueninsel (Barndt 1976) wurde sie im Flutrasen und im nassen PRF maximal abundant gefunden, weniger im CEA und im lediglich feuchten PRF fehlend. Im Peenetalmoor fanden Müller-Motzfeld & Hartmann (1985) sie nur im Birken- nicht im Erlenbruchwald, sowie in offenen Niedermooren.

In dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoor-Komplex bei Berlin trat die Art in hoher Stetigkeit und Abundanz in den verschiedenen Teil-Habitaten auf. Obrtel (1972) fand sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf hingegen nur als Einzeltier. Sowohl auf ungemähter wie auch gemähter Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes (Bauer 1982) trat sie sehr individuenreich, und etwa gleich abundant zwischen den Varianten auf. Dawson (1965) fand die Art abundant in allen Teillebensräumen des untersuchten, basenreichen englischen Niedermoorgebietes, solchen mit vorherrschenden Seggen oder Pfeifengräsern ebenso wie den Gehölzbereichen (Grauweide, Faulbaum u.a.).

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine schwache Präferenz für

die organischen und nasseren Standorte, tritt aber sowohl in den organischen wie den mineralischen Marschen stetig auf.

Topp (1988) fand sie als Einzeltier auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was eine nicht geringe Ausbreitungsfähigkeit nahelegt. An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie.

In oberfränkischen Schilfröhrichten (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf.

Trechus rubens ist Stegner (1999) zufolge möglicherweise als „Leitart“ für Schwarzerlen-Bruchwälder Mitteldeutschlands geeignet. Die Art tritt jedoch auch in den Aufnahmen von Stegner nur gelegentlich und in geringen Abundanzen auf (Stegner 1998a, Stegner 1999) und hat laut Literatur weitere Habitate (vgl. beim Fichtenwald). Im ausgewerteten bayerischen Datenbestand trat die Art nicht im Schwarzerlen-Bruchwald oder den anderen Habitaten des Bruchwald-Komplexes auf.

A.5.7.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Die folgenden Arten traten im ausgewerteten Datensatz nicht auf, könnten aber laut Literatur einen Bezug zum Habitattyp bzw. Habitatkomplex haben. Mangels Nachweisen und entsprechender Literatur speziell für Bayern muss offen bleiben, ob sie einen solchen Bezug hier möglicherweise auch haben, oder auch nur in bestimmten Ausprägungen oder bestimmten Regionen.

Für *Agonum scitulum*, *A. versutum* und *Patrobis australis*, die laut Literatur u.a. speziell auch in Bruchwäldern auftreten, wird auf den entsprechenden Abschnitt beim Auwald verwiesen.

Bembidion doris ist eine „sehr hygrophile Art v.a. der Ufer, sowohl stehender als auch fließender Gewässer“ (Lindroth 1986), die nach Koch (1989) „sumpfig oder schlammig“ sind. Hurka (1996) zufolge sind die Habitate „unbeschattet oder teilweise beschattet“. Für Skandinavien wird sie als „besonders abundant an dystrophen und oligotrophen“ Gewässern „in ziemlich dichter Vegetation von *Carex*, *Eriophorum* und Moosen“, und „auch in *Sphagnum*-Mooren vorkommend, in Gesellschaft z.B. von *Agonum gracile*, und in schattigen Waldsümpfen unter Laub“ beschrieben (Lindroth 1986). Nach (Renkonen 1938) lebt sie „zwischen nasser Streu und lockerem Moos“ (u.a. *Sphagnum*) „stark durchnässter Bruchtypen“, „besonders auf moorhaltigem Boden“, und dies nach Palm (1931, in Renkonen 1938) „vornehmlich an schattigen Stellen“. GAC (2009) führt (auch speziell für die Regionen mit bayerischen Anteilen) neben Mooren auch Sumpf- und Bruchwälder oder allgemein Feuchtwälder als Habitate auf. Auch Koch (1989) nennt neben „Ufer von Waldtümpeln“ auch „sumpfige Wälder“, ebenso Barndt et al. (1991) als Nebenvorkommen „Feucht- und Nasswälder“.

In manchen der Arbeiten aus mitteleuropäischen CEA fehlt die Art (Köhler 1988, Nötzold 1996, Bezdek 2002, Sustek 2004), in anderen tritt sie auf (Stegner 1996, Platen 1989, Platen 1991 auch im BEC), und dann v.a. oder ausschließlich in den sehr nassen Typen. Weder in dem von Meißner (1998) untersuchten Niedermoorkomplex noch den temporäreren Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft (Brose 2000) trat sie auf.

Schüle (2004) führt sie nicht aus dem größten bayerischen Niedermoorgebiet, dem Donaumoos auf, ebenso wenig Fritze (1998) aus oberfränkischen Schilfröhrichten. Hofmann et al. (2001) nennen oberfränkische Funde u.a. von Ufern und aus Abbaustellen, sowie aus Moorgebieten wie der Häusellohe. Die Vorkommen in Bayern (Lorenz 2014) liegen v.a. in Flusstälern und Niederungen konzentriert, im Datenbestand tritt die Art nicht auf.

Bembidion assimile ist eine Nassart, die vorwiegend offene Niedermoore und Ufer besiedelt (Maggi 1992, GAC 2009, Beier & Korge 2001, Barndt et al. 1991) und dort u.a. im *Sphagnum* gefunden werden kann (Koch 1989). Sie tritt in nicht bis teilweise beschatteten (Hurka 1996) Habitaten auf, und zumindest in manchen Regionen auch in Sumpf- und Bruchwäldern (GAC 2009, Barndt 1976, Barndt et al. 1991). Funde in Schwarzerlen-Bruchwäldern fehlen in der Datenbank, und auch in der Literatur weitgehend. Platen (1989) fand sie in mesotrophen CEA Berlins. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in geringer Abundanz auf. In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf trat sie abundant auf (Obrtel 1972).

Dyschirius tristis kommt u.a. auch an organischen Ufern vor (GAC 2009), abundant v.a. auf Sumpfwiesen und in Mooren (Fedorenko 1996). Sie wurde im Berliner Raum (Platen 1989, Platen 1991, Barndt 1976) gelegentlich auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern gefunden. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie eine Präferenz für die organischen und nassen, lange überstauten Standorte. Auch Handke (1996b) fand sie durch lang andauernde Überstauungen von Marschgrünland begünstigt. Köhler (2000) stuft sie als ripicol ein.

Im nordböhmisches Feuchtgebietskomplex Soos (Hurka 1960) wurde sie einzeln auf trockenen, z.T. salin beeinflussten Torfböden gefunden. In einem Hochmoor des Emslandes (Främbis & Mossakowski 2001) trat sie v.a. im „Regenerationsgebiet“ auf, sowie weniger abundant auf verschiedenen Heidestadien. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in mäßig hoher Abundanz auf.

A.5.7.3. Arten mit Schwerpunkt in Kontaktbiotopen oder anderen Bruchwald-Typen

Birkenbruchwald

Natürliche **Birkenbruchwälder** sind in Bayern praktisch nicht vertreten, die Abgrenzung zu Birkenmoorwäldern allerdings nicht immer einfach (vgl. FFH-Gebiet und NSG „Birkenbruchwald Öd“). Sie verfügen über eine nordisch-kontinentale Verbreitung, und einige Laufkäfer-Arten mit ähnlicher Verbreitung treten in diesem Waldtyp regelmäßig auf. Im Osten und Norden Deutschlands sind *Trichocellus cognatus* und *T. placidus* charakteristische Arten der Birken-Bruchwälder (Rabeler 1969a, Burmeister 1939).

Trichocellus placidus ist eine Art verschiedener Sumpf-, Ufer- und Nasshabitats (Hurka 1996, GAC 2009), mit „besonderer Vorliebe für sumpfige und sehr feuchte Substrate“ (Marggi 1992). Burmeister (1939) zufolge hat sie verschiedene Lebensräume v.a. an Ufern, kommt am Meeresstrand aber „besonders in bewaldeten Dünen“ vor. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswäldern“, mit weiteren Vorkommen in verschiedener Verlandungsvegetation.

In Skandinavien ist es „eine typische Laubwaldart, die eine ausgeprägte Humusschicht im Boden fordert“ und deren Ansprüche an die Beschattung auch durch „offene, hainartige Bestände, Waldsäume oder „*Salix*-Gebüsch“ erfüllt werden können (Lindroth 1949). Unterschiedliche, meist „etwas feuchtere“ Böden werden dort besiedelt, „die ganz nassen Waldsümpfe“ indes gemieden und die Bruchmoore Finnlands auch nur vereinzelt als Habitat genutzt. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie als Einzeltier nur auf der Teilfläche mit Kahlschlag auf.

In den Berliner Moorgebieten (Platen 1989, Platen 1991) ist sie im Birkenbruchwald abundant und stetig und im Erlenbruchwald nur vereinzelt vertreten. In dem von Wagner (1992) untersuchten niederrheinischen Moorgebiet fand sie sich (im Winterhalbjahr) in Einzeltieren im CEA (mit Eichenreichen Randbereichen) und nicht im Übergangsmoor.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in Einzeltieren auf. Sie wurde nach Horion (1941) auch in Hochwassergebiet gefunden. Sie ist makropter und flugfähig (Hurka 1996).

In Bayern ist sie relativ weit verbreitet, fehlt aber in auffälliger Weise sowohl in Nord- als auch Südbayern in deren westlichsten Teil, möglicherweise aufgrund ihrer Präferenz für kontinentales Klima. Im ausgewerteten Datenbestand tritt die Art nicht auf.

Niedermoore

Niedermoore waren kein Untersuchungsschwerpunkt, sondern wurden vorwiegend als Pendant-Habitats in den Datenbestand einbezogen, soweit Daten verfügbar waren. Obwohl der Umfang dieser Daten nicht ganz gering ist, ist er doch für eine Bearbeitung dieser komplexen Lebensräume sicher nicht ausreichend. Die natürliche Vielfalt der Standortbedingungen der Niedermoore ist erheblich größer als jene der Hochmoore, da die unterschiedlichen Ausgangsgesteine einen größeren Einfluss haben, und auch Klimabedingungen (noch) unterschiedlicher sein können, da Niedermoore auch in Teilen Bayerns vorkommen, in denen es keine Hochmoore gibt. Unterschiedliche Entstehungsarten (Versumpfung, Verlandung) und Übergänge mit Ufer- und anmoorigen, mineralischen Feuchtwiesen kommen hinzu. Auffällig ist, dass viele der Arten, die in der Literatur als Bewohner von Niedermooren beschrieben werden, laut Literatur nicht aus organische Böden beschränkt sind, und beispielsweise auch an Ufern und auf mineralischen Feuchtwiesen vorkommen.

Mehrere *Acupalpus*-Arten können im Kontext von Mooren und verwandten Feuchthabitats auftreten. V.a. *A. dubius* und *A. flavicollis* werden von den in Bayern vorkommenden Arten dieser Gattung häufiger als tyrophil bezeichnet (Peus 1928, Rabeler 1931, Horion 1941, alle in Lehmann 1958, vgl.

auch Burmeister 1990). *Acupalpus dubius* und *Acupalpus flavicollis* werden beide (auch) bei den Hochmooren besprochen. Beides sind je nach Definition tyrophophile Arten, die aber nicht an Moorstandorte gebunden sind, und eher in nicht rein-ombrotrophen, sondern minerotroph beeinflussten und eher offenen Mooren sowie an Ufern auftreten.

Acupalpus flavicollis hat einen Lebensraum in Feuchtwiesen, an Ufern und Niedermooren (Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009. Koch (1989) und GAC 2009 erwähnen auch Auwälder als Lebensraum. Dahl (1925) beschreibt den Lebensraum als die Ufer „humussäurereicher Gewässer in unbeschattetem Gelände“ und „im Torfmoos.“ Ermisch & Langer (1932) bezeichnen die Art im sächsischen Vogtland als tyrophophil. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „hygrophilen Therophytenfluren“ und ein weiteres Hauptvorkommen in „eutropher Verlandungsvegetation.“ Lindroth (1949) zufolge ist sie in Skandinavien u.a. in „feuchten Sandgruben“ zu finden, „in Torfmooren weniger oft und dann an kahlen, feuchten Flächen zwischen den *Sphagnum*-Bulten.“ Auch Lindroth (1974) gibt an, sie komme „selten auf Torf“ vor, sondern meist auf feinem Sand an Uferstandorten mit „spärlicher Vegetation“. Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)).

Sie trat auf Sturmwurflläche in Baden-Württemberg auf, nicht jedoch in den stehenden Vergleichsbeständen (Kenter et al. 1998). Topp (1988) fand sie in Form von Einzeltieren als Irrgast auf einer waldfreien, 14 km vor der Nordseeküste gelegenen, neu entstandenen Sandinsel, was eine gute Ausbreitungsfähigkeit attestiert.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur als Einzeltier auf. In lang überstautem Marschgrünland-Flächen (Handke 1996b) trat sie nur als Einzeltier auf. In einem Berliner Niedermoorkomplex (Meißner 1998) war sie im Rispenseggenried und auf einer Feuchtwiese vertreten, jeweils in Einzeltieren.

In der südfranzösischen Provinz Rhône-Alpes ist die Art v.a. in Tallagen verbreitet und „paludicol“ (Coulon et al. 2000).

Die Art kann auch in feuchten Abbaustellen unterschiedlichen Substrates vorkommen (Plachter 1983). An Kiesbänken der Isar, des Lechs und der Donau (Plachter 1986a) war sie nicht vertreten, aber relativ abundant an den sandigen Ufern des Brombachs. Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen vereinzelt.

<i>Acupalpus flavicollis</i>	NMO: 119,2913 (<0,0001)	Au/Bruch: NM>OM>BRSI >BRUS>FH, zusammen: NM>HMO>OM >BRSI>BRUS	FH, LBW: neg., ORG, NMO, BRUS, BRSI, NM, OM, ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMO	Keine	Moor; Höchster HT: NMO	n.t.
------------------------------	-------------------------	--	---	-------	---------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Beide Verfahren weisen offene Niedermoore aus, in der ISA sowohl auf HT-Basis wie stärker aggregiert mit anderen Niedermoortypen (HTB2). Die Testergebnisse stimmen mit den Literaturangaben gut überein.

Stenolophus mixtus ist überwiegend ein Bewohner bewachsener Ufer und lehmiger Sümpfe, der aber auch in Feuchtwäldern auftreten kann (Lindroth 1986, GAC 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in eutropher Verlandungsvegetation, mit Nebenvorkommen in oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation, Feucht- und Nasswiesen, Kriechpflanzenrasen und „Feucht- und Nasswäldern“. Lindroth (1949) beschreibt sie als Ufer-Art lehmiger oder schlammiger bzw. schlammig-torfiger Standorte, die auch im Sommer austrocknen können, der u.a. auf Feuchtwiesen und an Moorrändern (wenn auch seltener) vorkommt.

In Schwarzerlen-Bruchwäldern tritt die Art mit mäßiger Stetigkeit auf (Stegner 1998a, Platen 1989, Platen 1991, Riegel 1996, Müller-Motzfeld & Hartmann 1985, Sustek 2004), oder kann auch fehlen (Nötzold 1996, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Schiller 1973).

Meißner (1998) fand sie in einem bei Berlin gelegenen Niedermoorkomplex in recht hoher Stetigkeit. Obrtel (1972) stellte sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht fest. Motley (2001) verzeichnet Vorkommen v.a. aus Niedermooren. Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland mit hoher Stetigkeit und Abundanz.

In Weich- und Hartholzauwäldern auf Sand und Schluff in den Auen des Rheins (Neu 2007) trat sie sporadisch in Einzeltieren auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) war sie in hoher Abundanz vertreten.

An Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) trat sie vereinzelt auf. Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010).

An Kiesbänken der Isar, des Lechs und der Donau (Plachter 1986a) trat sie nicht auf, aber (wenig abundant) an den sandigen Ufern des Brombachs. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie nur stellenweise, dann z.T. relativ abundant vertreten.

<i>Stenolophus mixtus</i>	NMO: 109,2453 (<0,0001)	NM>BRSI> BRUS>OM>FH	FH, ORG, (AB), SAL, NMO, WHI, San, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	(≥5)	-; Höchster HT: NMO	n.t.
---------------------------	----------------------------	------------------------	--	------	------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art zeigte einen recht hohen χ^2 -Maximalwert für offene Niedermoore. Auch in der ISA erreicht sie für offene Niedermoore (HTB2) ihren maximalen Wert, der fast doppelt so hoch ist wie der Wert auf vergleichbarer Aggregationsstufe für die Niedermoor-/Bruchwald-Standorte, so dass ein starker Bezug zu offenen Habitaten dieses Standortstyps erkennbar wird.

Elaphrus uliginosus kommt an nassen, unbeschatteten Ufern- und in Sümpfen mit Vegetation (Hurka 1996), sowie in Niedermooren, Feuchtgrünland, Sumpfwiesen und „Wiesenmooren“ (Platen 1989, Barndt et al. 1991, Irmeler & Gürlich 2004) vor. In Norddeutschland werden Feuchtwiesen geringer Wasserschwankungen und mit relativ wenig offenem Boden bevorzugt (im Gegensatz zu *E. cupreus*) (Schreiner 2007, Schreiner & Irmeler 2009). Irmeler & Gürlich (2004) konstatieren für Schleswig-Holstein insgesamt nur geringfügig „über der Schwelle zum Niedermoorboden“ liegende Anteile organischer Substanz. Die Art kommt sowohl auf Torf als auch auf Sand vor (Schüle 2004), doch handelt es sich möglicherweise zumindest teilweise auch um anmoorige Sandstandorte. Koch (1989) betont, sie komme „nicht an reinen Sandstellen“ vor. Lindroth (1949) bezeichnet „die Lebensanforderungen als etwas rätselhaft“, da die Art „äußerst sporadisch und an ziemlich verschiedenen Biotopen auftritt.“ Das beinhaltet „lehmgemischten, festen Sandgrund“ mit spärlicher Sumpfwiesenvegetation und andererseits „ausgeprägt weichen Torfboden mit viel reicherer *Carex*-Vegetation“; dieses „Vorkommen sowohl auf Sand wie auf Torf wurde auch in Deutschland notiert“ (Lindroth 1949). Ferner erwähnt er, dass die Art „zuweilen auch an Quellen“ vorkommt, und konstatiert, das „gemeinsam nur das reichliche Vorkommen von Moosen ([...] nur selten *Sphagnum*) zu sein scheint (Lindroth 1949). Dennoch ist sie wohl kein reiner Bewohner organischer Standorte (Lindroth 1986).

Für Großbritannien beschreibt Luff (1998) sie als Bewohner „oligotropher Niedermoore und Regenmoore hauptsächlich des Flachlandes.“ Für Frankreich führt du Chatenet (2005) sandige und schlammige Feuchtstellen mit nicht zu dichter Vegetation, und „ferner auch in Mooren“ an. Krogerus (1960) fand sie in skandinavischen Mooren in *Betula-nana*-„Reisermooren“ und „Braunmooren“, also sowohl in Hochmooren als auch in reicheren Niedermooren. In den österreichischen Ostalpen kommt sie „meist an stehenden Gewässern, auf nassem, mehr oder weniger vegetationsreichen Boden“ vor (Franz 1970). Kopf (2008) hält sie in den Südtiroler Alpen für eine Art „offener Stellen in Mooren und Schlickufern stehender Gewässer.“ Obrtel (1972) fand sie in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien) mährischen Teichufer-Röhricht. Meißner (1998) stellte sie in einem Berliner Niedermoorkomplex einzeln auf einer Feuchtwiese fest. An temporären Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) fehlt sie. Sie ist makropter und wahrscheinlich gut flugfähig (Turin 2000).

Die Art wird in Mitteleuropa nicht in Hochmooren nachgewiesen, und praktisch nicht aus Bruch- oder Moorwäldern. Während aus Deutschland Meldungen aus (Bruch)Wäldern, also bewaldeten

Niedermoor-Standorten offenbar fehlen (Platen 1989, Platen 1991, Nötzold 1996, Riegel 1996, Stegner 1998a), fand Sustek (2004) *E. uliginosus* in der Slowakei auch in diesem Lebensraum. In den Niederlanden hat sie die relativ höchsten Abundanzen und Stetigkeiten in Feuchtgebüschchen (Turin 2000).

Insgesamt handelt es sich nicht um eine sehr „nordische“ Art; ihre Verbreitung erstreckt sich anders als die von *E. cupreus* nicht bis in den höchsten Norden Skandinaviens (Karte in Turin 2000). In Schleswig-Holstein ist die Art wärmepräferenter als *E. cupreus* (Schreiner 2007, Schreiner & Irmler 2008).

Das größte bayerische Vorkommen liegt im Donaumoos (Schüle 2004), wo die Art sowohl auf Torf wie auf Sand gefunden wurde. Metzner (2004) fand sie in revitalisierten oberfränkischen Auen vereinzelt auf ufernahen, schlammigen Flächen. Sie scheint v.a. in wärmeren Teilen Bayerns verbreitet zu sein.

<i>Elaphrus uliginosus</i>	NMO: 74,4157 (<0,0001)	NM>BRSI> BRUS>OM	NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	-, Höchster HT: -	n.t.
----------------------------	---------------------------	---------------------	----------------------------	------	----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Art kann als legitimer Spezialist der Feuchtwiesen und Niedermoore gelten, so dass der maximale χ^2 -Wert plausibel ist. In der ISA wird lediglich ein extrem geringer Wert für Bruchwald- und Niedermoorstandorte erzielt.

Einige weitere Arten wurden einzeln im Niedermoor-Kontext (Donaumoos u.a.) gefunden und sollen hier kurz erwähnt werden, ohne Anspruch auf Vollständigkeit.

Chlaenius nigricornis ist eine hygrophile Art „sandig-schlammiger Ufer“ sowie der „Sümpfe, Erlenbrüche und nassen Wiesen“ (Koch 1989, Hurka 1996). Marggi (1992) charakterisiert sie für die Schweiz als Offenland-Art, die auf „morastigen, vegetationsreichen Böden auf verlandenden, moorigen Wiesen und in Rieden“ vorkommt, d.h. auf Niedermoorstandorten. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf. Im Datenbestand findet sich nur ein Vorkommen im Donaumoos (Schüle 2004). Metzner (2004) fand (in Übereinstimmung mit Koch 1989) in renaturierten oberfränkischen Auen, wo er sie mäßig stetig und nur z.T. mäßig abundant feststellte, eine Präferenz für „dichtbewachsene Uferstrukturen mit sandigem oder lehmigen Untergrund“.

Dyschirius aeneus ist Marggi (1992) und Hurka (1996) zufolge eine ripicole Art verschiedener Substrate (Koch 1989: v.a. Lehm), die aber auch in Sümpfen auftritt. Nach Hurka (1996) werden unbeschattete Lebensräume benötigt. In einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoorort wurde sie als Einzeltier nachgewiesen (Obrtel 1972). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie geringer Abundanz auf. Im Datenbestand findet sich nur ein Vorkommen, das im Donaumoos liegt (Schüle 2004). An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) war sie ganz vereinzelt vertreten.

Demetrias imperialis*, *Paradromius longiceps* und *Odocantha melanura sind strikte Röhrichtbewohner mit starken Anpassungen an eine Halm-kletternde Lebensweise (Fritze 1998, Bräunicke & Trautner 2002). Auch *Agonum thoreyi* besitzt Adaptionen an Halm-kletternde Lebensweise.

Einige weitere, laut Literatur möglicherweise Niedermoore präferierende oder sogar auf sie beschränkte Arten wurden nicht nachgewiesen, was sich durch den eingeschränkten Datenbestand zu diesem Habitatkomplex und den vielfältigen Ausprägungen sowohl in Bezug auf den Standort (Hydrologie, Trophie) als auch Vegetation, Nutzungsregime usw. erklärt.

Blethisa multipunctata ist ein Art nasser Ufer mit „üppiger [rich] Vegetation“, „v.a. Niedermooren und Sümpfen“ (Hurka 1996). Von GAC (2009) werden für die Art für manche Regionen „Feucht- und Nassgrünland“ und für andere „Großseggenriede“ als Lebensraum genannt.

Wasner (1974) bezeichnet sie als „typischen Sumpfbewohner“ und Art der Flachmoore und sehr nassen Stillgewässerufer-Habitate. Meißner (1998) fand ein Einzeltier im Rispenseggenried. Handke (1996b) stellte sie in lang überstautem Marschgrünland mit recht hoher Stetigkeit und Abundanz fest, ebenso Irmeler & Gürlich (2004), und sehen eine Bevorzugung „unbeschatteter Überschwemmungsflächen.“ Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) war sie überwiegend, aber nicht ausschließlich und auch nur mäßig stetig auf den organischen und nassen Standorten vertreten. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in eher geringer Abundanz auf.

Badister collaris kommt nach Hurka (1996) in unbeschatteten, nassen Habitaten wie vegetationsreichen Ufern und Sümpfen vor, Marggi (1992) zufolge in „Schilfbestand mit Morastboden.“ In manchen Regionen Deutschlands sind von GAC (2009) Niedermoore und Kleinseggensümpfe, in anderen auch Sumpf- und Bruchwald als Habitate aufgeführt. Aßmann & Starke (1990) widersprechen den Aussagen in mehreren Werken (u.a. Lindroth 1986), dass die Ansprüche denen der anderen *Badister*-UG *Baudia*-Arten (*peltatus* und *dilatatus*) entsprächen; sie sehen den Schwerpunkt in „sumpfigen Stellen, die nicht oder nur mäßig beschattet sind“, bevorzugt solchen mit Überflutung im Frühjahr, und daher in entsprechenden Auengebieten am Rande kleiner Tümpel unter austrocknenden Algenteppichen.“ In den Niederlanden (Turin 2000) kommt die Art nur in offener Vegetation vor und hat offenbar eine engere Einnischung als *peltatus* und *dilatatus*. In Schilfbeständen kommt die Art z.T. zusammen mit *B. dilatatus* vor, fehlt aber in Schwarzerlen-Bruchwäldern meist (Aßmann & Starke 1990).

Meißner (1998) fand ein Einzeltier im Rispenseggenried. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art in Form von Einzeltieren auf. An temporären Nassstellen (Brose 2000) fehlt sie. Die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010), ist also ausbreitungsfähig.

Im Datenbestand ist die Art nicht enthalten, ein Fund gelang nach Datenschluss an schattiger, organisch angereicherter Verlandungsvegetation eines Altwassers im Unteren Isartal.

Viele der Niedermoor-Arten im weiteren Sinne treten demnach auch in Auen auf, sind dort aber z.T. auf Ufer-Standorte (v.a. von Stillgewässern) mit organischer Akkumulation beschränkt, die zu den Anmoor- und Moorstandorten der Feuchtwiesen und echten Niedermoores überleiten.

Übergangsmoore

Die Klassifizierung von Übergangsmoores, v.a. ihre Abgrenzung zu den Nieder- und Hochmoores, wird von Wissenschaft und Praxis sehr unterschiedlich gehandhabt (Ellenberg 1996). Im Datenbestand ist dieser Lebensraum nur sehr schwach vertreten. Eine ganz streng eigenständige Art-Komponente scheint ihm zwar der Literatur zufolge und möglicherweise dem Übergangs-Charakter entsprechend zu fehlen, doch haben einige Arten in diesen natürlichen Moortypen möglicherweise ihren Vorzugslebensraum, und sollen hier ohne Anspruch auf Vollständigkeit erwähnt werden.

Pterostichus aterrimus „bevorzugt mooriges Gelände“ und ist „tyrphophil“ (Horion 1941). Die Art lebt „stets auf nassem, weichem Boden mit starker Beimengung organischer Stoffe und daher teils auf Gytja an den Ufern eutropher Gewässer, teils auf Moorgrund (Lindroth 1949), auch im *Sphagnum* (Blumenthal 1969). Marggi (1992) gibt Ufer stehender Gewässer, und ebenfalls „stets auf nassem, weichen Boden mit starker Beimengung organischer Stoffe (Laub), teils auf Moorgrund“ als Lebensraum an. Aus Frankreich (du Chatenet 2005) wird das Habitat als in „sehr feuchter Umgebung, an Ufern [...] und großen Sümpfen, auf schlammigen oder torfigen Böden“ beschrieben. Krogerus (1960) fand die Art nur in Weißmoores, also armen Niedermoores. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin das Schwerpunkt-vorkommen in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was auch die Übergangsmoore beinhaltet, ohne Nennung weiterer Habitate.

Lindroth (1949) widerspricht der Einschätzung von Horion (1941), *P. aterrimus* sei eine „nordische Art“, da sie in Skandinavien „ausgesprochen thermophil“ sei. Anderson et al. (2000) konstatiert, es gebe „keine Nachweise in ombrotrophen Moores außer dort, wo Torfstechen die Niedermoorbedingungen wiederhergestellt hat“, und folgert, dass die Art „nur in den frühen Sukzessionsstadien der Hochmoorbildung existieren zu können scheint, bevor der Kontakt mit dem Mineralbodenwasser verloren geht.“ Möglicherweise ist sie wegen halbaquatischer Jagdweise auf Schlenkenbildung angewiesen (Korge 1963). Dichte Vegetationsbereiche und „nackte“ Flächen wechseln sich typischerweise ab (Lindroth 1949). Nach Paje & Mossakowski (1984) ist *P. aterrimus* säurepräferent (Paje & Mossakowski: pH-Bereich 3,3-4,4; Wienert in Paje & Mossakowski: 4,6-5,6, beides im Orgelversuch).

Bräunicke & Trautner (2002) fanden die Art in den Seerieden des Bodensees v.a. in der Verlandungszone oligo- bis mesotropher Stillgewässer, v.a. auf „moorigen und schwarz-schlammigen Böden mit dichter, in Bodennähe aber einen relativ geringen Raumwiderstand aufweisenden Vegetation (Schilf, Seggen). Lehmacher (1978) stellte sie in Habitaten der Siegmündung nur im Silberweiden-Auwald fest. Am Niederrhein wurde die dort (z.T. historisch) aus Bruch- und Heidegebieten bekannte, als „Moorart“ bezeichnete Art von Köhler & Scharf (2010) im *Sphagnum* nachgewiesen. Von Platen (1989) wird sie für Berlin zu den „Arten oligotropher bis mesotropher Moorstandorte“ gezählt, er fand sie hier auch im CEA im Umfeld eines oligotrophen Übergangsmoores. Auch aus Mecklenburg wird sie neben Seeufem mehrfach für Bruchwald erwähnt

(Stegemann 2002). Meist fehlt die Art in den ausgewerteten Aufnahmen aus CEA jedoch (Stegner 1998a, 1999, Riegel 1996, Nötzold 1996, Schiller 1973, Sustek 2004).

Insgesamt gibt es aus Bayern nur sehr wenige Nachweise. Ein Beispiel ist das NSG „Craimoosweiher“ (Fritze 1995); hier wurde sie allerdings vorwiegend in gehölzgeprägten Biotopen gefunden.

Agonum hypocrita wird von Koch (1989) als tyrphophile Art der Moore und anmoorigen Böden eingestuft. Hurka (1996) zufolge besiedelt sie v.a. vegetationsreiche Ufer und nach GAC (2009) Großseggenriede und Röhrichte, in Nordost-Deutschland auch Bruch- und Sumpfwälder. In den Berliner Mooren wurde sie im sauren Schwarzerlen-Bruchwald, in offenen Übergangsmooren und im Wurzelseggen-Schwingmoor gefunden (Korge 1963, Platen 1989) und wird dort von Platen (1989) zu den „Arten oligotropher bis mesotropher Moorstandorte“ gezählt. Bräunicke & Reck (1997) zufolge handelt es sich für den süddeutschen Raum um eine „Art der Niedermoore (u. Zwischenmoore) mit enger Moorbinding.“ Bräunicke & Trautner (2002) beschreiben das Habitat der Art für den Bodensee-Raum als „mesotrophe Riede und Röhrichte.“ Nach Karpinski & Makolski (1954) ist die Art ein Eiszeitrelikt, was jedoch fraglich erscheint, da die Art flugfähig und eher südlich verbreitet ist (Korge 1963) und auch am Licht beobachtet wurde, d.h. als Lichtanflug (du Chatenet 2005). Korge (1963) beschreibt sie angesichts des Fehlens in oligotrophen Mooren als „tyrphobiont in Zwischenmooren.“ Er betont das Vorkommen auch in Erlen-Bruchwald, und konstatiert, dass die Art „nicht wie die anderen Tyrphobionten auf die baumfreien Moorflächen beschränkt zu sein scheint“, zumindest im Berliner Raum. Platen (1989) fand sie dort auch im CEA im Umfeld eines oligotrophen Übergangsmoores. Auch sonst fehlt sie im CEA meist (Stegner 1998a, 1999, Riegel 1996, Nötzold 1996, Schiller 1973, Sustek 2004). Isaksson (2007) fand sie in einem schwedischen Niedermoor [„rich fen“].

Die Verbreitung der sehr selten nachgewiesenen Art in Bayern ist auch wegen möglicher Verwechslungen wohl nicht abschließend bekannt und v.a. in älteren Werken nicht sicher auszuschließen (Siuda 2004).

Chlaenius sulcicollis besiedelt „schlammige Sümpfe“ (Hurka 1996), sumpfige Ufer und Wiesen (Koch 1989) und Habitate vom Typ Großseggenried und Röhricht (GAC 2009). In Skandinavien bewohnt sie nasse Ufer mit reicherer Vegetation sowie Nasswiesen, und ist stark rückläufig (Lindroth 1986). Auch beispielsweise in den Niederlanden und der Schweiz ist die hygrophile Art ausgestorben bzw. verschollen (Turin 2000). Isaksson (2007) fand sie in vier von neun untersuchten reicheren Niedermooren in Schweden, als Zielart für die Erhaltung dieses Lebensraumes. Für Deutschland gibt Lindroth (1949) „sumpfiges Gelände“ bzw. speziell für Bayern einen Torfstich als Fundhabitate an. Ferner vermerkt er auch Vorkommen in Kiefernwäldern, was jedoch nur auf Skandinavien bezogen ist und hier möglicherweise auf den Überwinterungslebensraum zu beziehen ist (vgl. Lindroth 1943 für *C. tristis*).

Trautner et al. (2014) führen rezente Funde für ganz Deutschland nur noch aus dem bayerischen Voralpengebiet an. Trautner & Rietze (2002) fanden die Art in Ufer-Röhrichtern eines moorigen Voralpensees im Allgäu. Stark (1854) berichtet von Verdriftung „in den Anschwemmungen der Iller.“

A.5.7.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Limodromus longiventris, obwohl in benachbarten Ländern und Landesteilen sowohl Hessens, Thüringens als auch Baden-Württembergs vorkommend, wurde in Bayern bisher nicht nachgewiesen (Horion 1941, Lorenz 2003, Trautner et al. 2014). Trautner (1994a) stuft sie für Baden-Württemberg als Zielart für die Weichholzaue ein. Es handelt sich um eine „Nassart“ der Sümpfe, Au- und Bruchwälder, die wiederholt unter der Rinde von Weichlaubhölzern gefunden wurde (Lindroth 1986, Koch 1989, Marggi 1992, Hurka 1996, GAC 2009).

P. styriacus lebt in „Bruchwäldern, Schluchtwäldern und in Bachauen“ (Müller-Motzfeld 2006a). In Kärntener CEA (Pentermann 1988a, Pentermann 1988b) trat sie auf (während *P. atrofusus* fehlte). Paill & Kahlen (2009) nennen sie auch für Birken-Bruchwald. Geiser (2001) führt Funde im Land Salzburg auf. In Tschechien und Slowakei kommt sie nur in der Slowakei vor, auf „feuchten bis nassen, schattigen Habitaten: sumpfige Bachgerinne [marshy seepages], Schluchten im Laubwald“, vom Hügel- bis zum Bergland“ (Hurka 1996). Roubal & Schaubberger (1929) führen sie für die „subalpine und alpine Region der Ostalpen, und zwar sowohl der nördlichen und südlichen Kalkalpen wie auch der Urgesteinalpen“ auf. Franz (1970) bezeichnet sie für die österreichischen Ostalpen als „montane Art.“

Trichocellus cognatus hat nach Horion (1941) einen „mehr borealen Charakter“ und kommt „in der norddeutschen Ebene fast nur in Mooregebieten und in Mitteldeutschland montan in Gebirgsmooren“ vor (Horion

1941), so dass Blumenthal (1969) das Verbreitungsbild als boreoalpin bezeichnet. In Skandinavien ist es „in erster Linie eine Art des hochborealen Nadelwaldgebietes, aber keine ausgesprochene Waldart“, die vielmehr oft an Waldsäumen oder auf Lichtungen lebt (Lindroth 1949, Böcher 1988).

Nach Burmeister (1939) lebt sie auch in Deutschland „in Waldlichtungen (Birke), in Heide- und Moorgebieten“ und weiteren Lebensräumen. Schiller (1973) beobachtete sie in einem Feucht- und Heidegebiet des Münsterlandes nur im Birken-Bruchwald. Främbis & Mossakowski (2001) stellten sie in einem renaturierten nordwestdeutschen Moor am abundantesten in „Trockenheide“ und im Birkenmoorwald fest. Nach Böcher (1988) ist sie in Mitteleuropa „fast stenotop auf oligotrophe Moore beschränkt, meist vorkommend auf feuchtem, Heidebedecktem, torfigem Boden.“ Unter den subarktischen und arktischen Bedingungen Grönlands nutzt sie sowohl trockene als auch feuchte Heide-artige Habitats (Böcher 1988).

In Bayern wie überhaupt Süddeutschland fehlt die Art offenbar natürlicherweise, kommt aber beispielsweise im tschechischen Teil des Erzgebirges vor (Skoupy 2004).

A.5.8. Moorwälder und ombrotrophe Moore

Als Referenzliteratur zu Moorlebensräumen steht eine breite Literatur zu **mitteleuropäischen Mooren** zur Verfügung, allerdings mit einem Schwerpunkt bei den atlantischen Mooren (Peus 1928, Mossakowski 1973, Främbs 1988, Främbs & Mossakowski 2001, u.v.a.), weniger den kontinentaleren der Mittelgebirge (Rabeler 1981, Kleinsteuber 1969, Frisch 1995, Spitzer et al. 1999, Albrecht 2002, Bezdek et al. 2006, u.a.). Offene Hochmoore und die Untersuchung der Auswirkungen von Entwässerung und Abtorfung und einer Wiedervernässung, oder aber sekundärer Verbuschung oder Waldentwicklung standen dabei meist im Vordergrund der untersuchten Entwicklungszustände. Eine besonders wichtige Referenz, auch zu Moorwäldern, stellen die Arbeiten aus dem **nordischen Hauptverbreitungsgebiet der Armmoore** (Skwarra 1929, Renkonen 1938, Krogerus 1960, Koponen & Nuorteva 1973, Främbs 1988, u.a.) dar. In Arbeiten aus Nordeuropa wurden die Moore z.T. sehr detailliert nach Trophie und Vegetation klassifiziert (z.B. Krogerus 1960), was eine besonders präzise Zuordnung zu dortigen Auftretensbedingungen erlaubt. Viele Moorarten erfahren in Nordeuropa eine Habitataufweitung, und in der Konsequenz sind die Habitatangaben aus Nordeuropa natürlich, schon wegen des Prinzips der regionalen Stenökologie, nicht auf mitteleuropäische Verhältnisse übertragbar. Dennoch ist gerade die veränderte Einnischung der Art in Nordeuropa aufschlussreich, denn eine Art, die bereits in Nordeuropa bestimmte Präferenzen bezüglich bestimmter Moortypen zeigt, wird in Bezug auf diese Faktoren in Mitteleuropa tendenziell nicht weniger, sondern eher noch empfindlicher reagieren.

Eine Übernahme von Habitatangaben aus der Literatur muss in Kenntnis der Gepflogenheiten des Autors bei der Verwendung dieser Begriffe erfolgen. So wird in vielen Arbeiten (z.B. Forsskahl 1972) der Begriff „swamp“ sehr weit gefasst und umfasst allgemein die Feuchtgebiete einschließlich der Moore und Moorwälder, und keineswegs nur oder vorwiegend die eigentlichen, mineralischen Sümpfe.

Auch in Bezug auf die Begriffe „**tyrphobiont**“ und „**tyrphophil**“ werden vielfach unterschiedliche Definition verwendet, und entsprechend unterschiedliche Zuordnungen der Arten zu diesen Klassen zwischen den Arbeiten vorgenommen (vgl. Burmeister 1990). Von vielen Autoren werden nur jene Arten als tyrphobiont bezeichnet, deren Vorkommen auf Hochmoore beschränkt ist, oder aber weiter gefasst, im Sinne einer Präferenz. Ähnlich wird auch der Begriff „tyrphophil“ unterschiedlich eng ausgelegt. Meist wird die Ausschließlichkeit des Vorkommens, also die Treue, zum Maßstab für die Einstufung als „tyrphobiont“, die Fähigkeit, in intakten Mooren vorzukommen, oder aber eine Präferenz für jene, als Basis der Einstufung als „tyrphophil“ verwendet. Spitzer & Danks (2006) zufolge sind tyrphophile Arten zwar nicht auf Hochmoore beschränkt, aber dennoch charakteristisch für sie. Ermisch & Langer (1932) nennen alle Arten tyrphophil, „die zur Biozönose des Torfmoores gehören.“ Zusätzlich zu den unterschiedlichen Definitionen von Tyrphophilie weisen manche Arten auch nur regional eine Tyrphophilie auf, d.h. sind nur in bestimmten Regionen an die in Mooren herrschenden Bedingungen gebunden. Manche Arten sind sekundär tyrphophil, weil ihre Lebensbedingungen in der heutigen Kulturlandschaft ausschließlich oder vorwiegend noch in Mooren erfüllt werden (Spitzer & Danks 2006). Hierauf wird weiter unten eingegangen.

A.5.8.1. Arten mit Bezug laut Testverfahren

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Arten mit stärkstem Bezug zu organischen Standorten in beiden Verfahren

Pterostichus diligens ist nach übereinstimmender Literaturdarstellung eine ausgeprägt hygrophile Art (Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a), die in Mooren oft dominant und mit hoher Stetigkeit auftritt (Lehmann 1958). Während die meisten Autoren sie für eine größere Vielfalt von Lebensräumen nennen, wie neben Mooren auch Ufer von Still- und Fließgewässern, Sümpfe und Sumpf-/Bruchwälder, ja auch Auwälder (Lindroth 1986, Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989, GAC 2009, Hurka 1996), sind Vorkommen beispielsweise in Auwäldern und ähnlichen Nichtmoor-Habitaten (z.B. Neu 2007, Schanowski et al. 2009) oft auf wenige Einzeltiere beschränkt. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was auch die (Hoch- und Übergangs)moore beinhaltet, mit weiteren Haupt- und Nebenvorkommen in anderen offenen Feuchthabitaten und „Feucht- und Nasswäldern“. Hurka (1996) nennt auch speziell saure Substrate als Lebensraum-Anspruch. Die Art ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)).

Moore werden von allen genannten allgemeinen Quellen (Ausnahme Müller-Motzfeld 2006a) speziell als Lebensraum aufgeführt. Diese Art kann insgesamt als (oft) häufigste Art der Hochmoore gelten (Kleinsteuber 1969 mit einem Überblick von Arbeiten, die diese Auffassung vertreten). Die Tatsache, dass sie nicht auf Hochmoore, oder auf Moore überhaupt, beschränkt ist, wird dennoch häufig als Grund dafür angeführt, dass es sich bei ihr nicht um eine moortypische Art handeln soll und sie daher weder tyrphobiont, noch tyrphophil sei (z.B. Kleinsteuber 1969). Horion & Hoch (1954) bezeichnen die Art gar als „den eurytopsten der hygrophilen Carabiden.“ Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) ist diese Art nicht aufgeführt, d.h. keine Zielart. Burmeister (1990) bezeichnet sie als tyrphophil, Lehmann (1958) zufolge wird die Art überwiegend als „sphagnophil“ charakterisiert, er betont aber, dass die Art regelmäßig auch in „moorfreen“ Standorten gefunden wurde. Frisch (1995) bezeichnet sie als „dominante Art nicht mehr intakter Hochmoore.“ Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren sowohl in Schwingdecken, Regenerationsflächen als auch „toten Torfen“, sowohl in meso-, also auch in oligotrophen Mooren, wobei die höchsten Stetigkeiten und Aktivitätsdichten in oligotrophen Mooren, und hier in Regenerationsflächen und Schwingdecken erreicht wurden. Främb's (1994) schätzt *P. diligens* ausdrücklich als eine charakteristische Art der Hochmoore ein.

In Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004) kommt sie „in allen nassen bis feuchten Habitaten vor, die weitaus höchsten Mengen werden im Hochmoor erzielt“, und wird daher als „eutyrphophil“ eingestuft. Weniger abundant wird sie auch in „feuchten Heiden“ gefunden (Irmeler & Gürlich 2004); Norddeutsche Sandheiden mit ihrem Rohhumus und kühl-atlantischen Klima vermag sie also teilweise auch als Lebensraum zu nutzen; die Pflege einer solchen Sandheide durch Brand bewirkte eine Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997).

Auch aus Nordeuropa wird die Art v.a. als Moorbewohner geschildert. Lindroth (1949) zufolge kommt sie in Skandinavien zwar „auf fast jedem feuchten bis nassen Biotop mit einiger Beschattung vor“, ist aber in „Feuchtwiesen, in Mooren und Sümpfen jeder Art, namentlich in *Alnus*-Sümpfen und im Sphagnetum oft die ohne Vergleich dominierende Carabide“ (Lindroth 1949). Moosreiche Habitate werden bevorzugt (Lindroth 1949). Främb's (1988) beschreibt sie aus nordschwedischen Mooren als „hygrophile Art oligotropher Standorte“, die u.a. an „Ufern oligo- und dystropher Gewässer und in Torfmoosrasen“ vorkommt. Friden (1963) fand sie in Südschweden in oligotrophen Mooren in höheren Abundanzen und Frequenzen als in mesotrophen Mooren, doch war die Frequenz (Stetigkeit) auch in letzteren mit 50% recht hoch. Skwarra (1929) traf sie im unberührten, großflächigen Moorgebiet Zehlaubbruch Ostpreußens regelmäßig in den Hochmoorflächen an und bezeichnet sie als „Moorfreund“. Renkonen (1938) sieht sie für finnische Bruchmoore als „am besten im Sphagnetum gedeihend“, besonders günstig bei einem mittleren Feuchtigkeitsgrad. Krogerus (1960) fand sie in allen untersuchten Typen („Reisermooren“, „Weißmooren“, „Braunmooren“ und „Bruchmooren“, ohne erkennbare Bevorzugung). Selbst in Finnisch-Lappland ist die Art andererseits zumindest teilweise „sehr lokal“ und offenbar an Moore gebunden, während sie in anderen Teilen Lapplands in verschiedenen Waldhabitaten auftritt (Forsskahl 1972). Koponen & Nuorteva (1973) fanden sie in einem finnischen Moor über alle Schichten der Entstehungsgeschichte des Moores hinweg.

In Wales ist sie charakteristisch für nährstoffarme Moorflächen (Holmes et al. 1993). In irischen Deckenmooren trat die Art mindestens in selber Stetigkeit in Nadelholz-Aufforstungen wie in den offenen Deckenmooren auf (Williams & Bolger 2010). In den Niederlanden ist sie in verschiedenen offenen und bewaldeten Feuchthabitaten vertreten, mit höchster Stetigkeit und Abundanz jedoch in Hochmooren (Turin 2000). Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf. Aus der südfranzösischen Ardèche-Region wird sie aus einem Mittelgebirgs-Quellmoor gemeldet, „in Abundanz im *Sphagnum*“ (Balazuc 1984), ist dort also möglicherweise stärker auf Moore beschränkt.

In den Hohen Tauern der Zentralalpen ist die Art die einzige stetig nachgewiesene Art der Moore (Franz 1943). Geiser (2001) führt für Salzburg zahlreiche Funde auf, von denen viele in Moorgebieten liegen. Luka et al. (2009) klassifiziert die Art für die Schweiz als Bewohner der „Feucht- und Nasswiesen, Ufer mit Vegetation, Moore.“ Auch in Nordeuropa und in den Alpen, wo viele wegen ihrer Kältepräferenz an Moore gebundene Arten ihre Bindung an jene ganz verlieren (Lindroth 1986, Burmeister 1990), ist *P. diligens* also nach dem überwiegenden Bild der Literatur ein bevorzugter Moorbewohner, und oft sogar die einzige Laufkäfer-Art, die diese Moore in höherer Stetigkeit und Abundanz besiedelt (Franz 1943).

In oberfränkischen Schilfröhrichtern (Fritze 1998) tritt sie mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf.

<i>Pterostichus diligens</i>	ORG: 430,8715 (<0,0001)	Moore: OMBR>MWA> OM>MWP> HMA; zusammen: OMBR>MWA> OM>MWP> HMA	ORG, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM, HMA, HMI, HMH, CRS, MWA, MWSt, MWP, VPR, PMS, (VPS), VUP, BPV, FIM, FIMA, VUB, FEUES: neg., AB: neg., AW: neg. (SAL: neg.), NMO, WHI: neg., SAN: neg., BRUS, BRSt, NM	TO, TM30, A, F>4, SR<1, MM, T<5	Au: Höchster HT: VPR	<5°: 43,3132 (<0,0001)
------------------------------	----------------------------	--	--	---------------------------------------	-------------------------	---------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Stetigkeits- und Treue-Werte für Moorbüden und Moore allgemein sind hoch. Eine Präferenz für Lebensräume organischer Böden steht an erster Stelle und weist einen extrem hohen Chi²-Wert auf, gefolgt vom Wert für ombrotrophe Moore und dem Konvolut aller Moorbüden. Affinitäten bestehen zu Torf, Torfmoosdeckung von mindestens 30%, Nässe, geringem Basengehalt, Moormächtigkeit und geringen Temperaturen. Höchster HT überhaupt sind Spirkenfilze (VPR). In der ISA wird auf Ebene der HTB3X (alle Habitate auf Torfstandorten) ein recht hoher IndVal erreicht, gefolgt von einem ebenfalls noch recht hohen Wert auf Ebene der HTS2 (alle ombrotrophen Standorte). Im Vergleich offener versus bewaldeter Moore (HTB3) wird ein signifikanter Indikatorwert für offene Moore erzielt.

Pterostichus rhaeticus wurde in vielen älteren Arbeiten nicht von *P. nigrita* getrennt (Koch & Thiele 1980, Koch 1984, Koch 1986), z.T. auch nur als „Gebirgsform“, oder als Unterart, oder aber doch bereits als separate Art (z.B. Franz 1943). Auch heute ist die Bestimmung selbst anhand der rechten Paramere als üblichem Bestimmungsmerkmal möglicherweise mit gewissen Unsicherheiten behaftet (Angus et al. 2000). Die Literatur zu *P. rhaeticus* ist dennoch sehr reichhaltig und zeichnet speziell im Vergleich mit *P. nigrita* ein plausibles Bild seiner Habitatansprüche und des Vorkommens.

Während manche Werke *P. rhaeticus* als relativ unspezifischen Feuchtgebietsbewohner beschreiben (Müller-Motzfeld 2006a, Koch 1989) und die Art ökologisch mit *P. nigrita* (s.str.) vergleichen (z.B. Müller-Motzfeld 2006a), stellen doch die meisten Quellen ein Vorkommen in Mooren heraus. So kommt sie nach Hurka (1996) „besonders auf sauren, torfigen Böden“ vor, nach Koch (1989) „im *Sphagnum*“, nach GAC (2009) in Mooren, Sümpfen und Bruchwald. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was auch die (Hoch- und Übergangs)moore beinhaltet, mit weiteren Nebenvorkommen in anderen offenen Feuchthabitaten und „Feucht- und Nasswäldern“. Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf.

Nach Paje & Mossakowski (1984) ist *P. rhaeticus* (als *P. nigrita* [agg.] „aus Hochmoor“, also sicher *P. rhaeticus*) im Laborexperiment auf sehr saure Moore (pH 3,3-4,4, gleicher Wertebereich wie *Agonum ericeti*) beschränkt. Stumpf (1999) zufolge besiedelt *P. rhaeticus* im Rheinland saurere, nährstoffärmere und nassere Habitate als *P. nigrita*, und bevorzugt auch lichtere Habitate. Er bezeichnet sie als „Charakterart der Moore, Feuchtheiden und extrem nährstoff- und basenarmen Waldtypen (Birkenbruch und Birken-Eichenwald).“ In Baden-Württemberg ist *P. rhaeticus* nach Trautner (1988) die spezifischere Feuchtgebietsart als *P. nigrita*. Trautner (1996a) stuft *P. rhaeticus* für das Zielartenkonzept als Hauptvorkommen als eine Art der Niedermoore und Sumpf-/Bruchwälder, mit Nebenvorkommen in feuchten Laub- wie Nadelwäldern, Auwäldern und Fließ- wie Stillgewässeruferräumen sowie Übergangsmooren und Röhricht ein, dabei Hochmoore wie auch Moorheiden auslassend. Die Art ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)). Höchste Repräsentanzen erreichte sie in sächsischen CEA auf Flächen sehr hohen Wasserstandes (Stegner 1999).

In den von Handke (1996b) untersuchten, lang überstauten Marschgrünländern Bremens fehlte die Art, während *P. nigrita* stetig auftrat. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie im Gegensatz zu jener eine weitgehende Beschränkung auf die organischen und nasseren Standorte.

Främbs (1994) ordnet *P. rhaeticus* (für Skandinavien) einer Gruppe von Arten zu, die in „reicheren, Niedermoor-artigen Torfhabitaten“ leben. (Die Angaben in Friden (1963) beziehen sich auf den Artkomplex mit *P. nigrita* [agg.] und sind daher für die Einordnung von *P. rhaeticus* nicht brauchbar.) Isaksson (2007) fand sie in hoher Stetigkeit in reicheren schwedischen Niedermooren („rich fens“). Säure oder Nährstoffarmut sind daher zumindest im Nordteil des Areals keine obligate Habitatbedingung.

In Bezug auf Beschirmung ist das Bild in der Literatur regional und auch noch Bestockungstypen zu differenzieren. Nach Hurka (1996) ist sie schattenindifferent, verschiedene Werke erwähnen die Art für Feucht- oder Moorwälder (z.B. Stumpf 1999, Trautner 1996). Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-paludicol“ ein. In drei nordwestdeutschen Moorgebieten trat die Art in hoher Stetigkeit über die vorkommenden, veränderten Moor-Lebensräume auf, mit höchster Abundanz in den Moorwäldern (und einem Molinietum) (Buchholz et al. 2009). In irischen Deckenmooren trat die Art praktisch nur in den offenen Deckenmooren und nicht den untersuchten Nadelholz-Aufforstungen auf (natürlicher Moorwald nicht untersucht) (Williams & Bolger 2010).

Lindroth (1986) wies darauf hin, dass sie im Nordteil des Areals allein auftritt, d.h. die Schwesternart *P. nigrita* dort fehlt, und auch auf der Britischen Insel ist sie im Norden häufiger. Unter subarktischen Klimabedingungen kann sich nur *P. rhaeticus*, nicht aber *P. nigrita* reproduzieren (Thiele & Fiedler 1981), und kann eine verkürzte Reproduktionszeit, wie sie in Kälteregeonen oder -habitaten auftritt, besser nutzen (Ferenz 1975). In der Schweiz kommt *P. rhaeticus* v.a. in höheren Lagen vor (Huber & Marggi 1986). Sie ist mithin eine „nordischere“ Art als jene. Nach Marggi (1992) kommt sie in der Schweiz v.a. in der subalpinen und alpinen Stufe vor, von Luka et al. (2009) als Art der „Feucht- und Nasswiesen und Ufer mit Vegetation“ klassifiziert (d.h. Moore werden nicht erwähnt). Franz (1943) fand die Art in den Hohen Tauern auf einer nassen Stelle einer Alm unter einem Stein und beschreibt sie als „Bewohner sumpfigen Geländes.“ Kopf (2008) hingegen hält sie aus den Südtiroler Alpen für - zumindest gegenüber *P. nigrita* - „in stärkerem Maß an Moorstandorte“ gebunden und berichtet von mehreren Moor-Vorkommen.

Im Gegensatz zur Schwesternart ist sie flugunfähig (Müller-Motzfeld 2006a, Turin 2000).

<i>Pterostichus rhaeticus</i>	ORG: 332,1253 (<0,0001)	<u>Moore:</u> OMBR>FH> MWA>OM> HMA; <u>zusammen:</u> OMBR>FH> MWA>OM> HMA	ORG, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM, HMA, HMI, SPM, CRS, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VUP, BPV, FIM, FIMA, VUB, FEUES: neg., ALNS, SAL, FRU, (PRF: neg.), CRF, (EF:neg.), STA, CEA, NMO, WHI: neg., (SAN: neg.), BRUS, BRSI, NM	TO, TM30, A, F>4, SR<1	Au; Höchster HT: VPR	<5°: 14,0949 (0,0002)
-------------------------------	-------------------------	--	---	------------------------	----------------------	-----------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Treue und Stetigkeit für Moor-Lebensräume sind hoch, v.a. die Treue ist bezogen auf alle Moorhabitate ausgesprochen hoch, und widerspricht den Einstufungen, die von einer Euryökie der Art sprechen. Es besteht eine hohe Affinität zu Lebensräumen organischer Standorte, wobei anders als bei *P. diligens* Feuchthabitate allgemein einen höheren Wert als das Konvolut aller Moorwälder erzielen. Mit qualitativen Merkmalen wie Nässe und höherer Torfmoosdeckung bestehen starke positive Zusammenhänge im Test.

In der ISA wird der höchste Wert für organische bzw. alle Torfstandorte zusammen erreicht. Auf Ebene der HTS2 werden ombrotrophe Standorte indiziert, auf Ebene des HTB1X das Konvolut aller

Moorwälder. Die IndVal werden also immer geringer, je spezieller das beschriebene Habitat wird, wie tendenziell auch bei den Chi²-Werten.

a) Arten mit maximalem Bezug zum HT- oder der HTG im Chi²-Verfahren

Moorwälder allgemein

Carabus menetriesi ist nach übereinstimmender Literaturdarstellung ein reiner Moorbewohner (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Während Müller-Motzfeld (2006a) den Lebensraum in Übergangs- und Durchströmungsmooren sieht, nennen Hurka (1996) und Koch (1989), beide bezogen auf die Unterart *pacholei*, Moorwälder und „Torfmoore“ (Hurka 1996) bzw. Hochmoore (Koch 1989) als Lebensraum.

C. m. pacholei „besiedelt Hochmoore und moorige Wälder“ des Böhmerwaldes, Greiner Waldes und des Westerzgebirges (Nüssler 1969). Im tschechischen Teil des Böhmerwaldes kommt die Art v.a. zwischen 700-900 m vor, zusammen mit *Agonum ericeti* und *Patrobis assimilis*, in „Hoch- und Zwischenmooren“ und „oft im Habitattyp Spirkenfilz“, sowie auch auf den ausgedehnten Mooren der Hochebenen auf 1000 - 1150 m (Farkac & Hurka 2006). Funde im österreichischen Teil des Böhmerwaldes wurden von Tanzer „auf zum Teil recht nassen, fast sumpfigen Wiesen in Bachnähe inmitten ausgedehnter Wälder auf 640 bzw. 1060 m NN getätigt (Nüssler 1969), sowie von Mandl an „schattigen Waldmoorstellen auf 900 und 950 m“ (Nüssler 1965, Nüssler 1969), so dass Nüssler (1969) folgert, die Art sei „montan verbreitet und scheint Waldmoore, lichte moorige Waldstellen und offene Moore in Kammlagen zu bevorzugen“, wobei „eine Bindung an *Sphagnum* wahrscheinlich“ sei, worauf schon Blumenthal hingewiesen habe.

Die Population des Osterzgebirges wurde von Nüssler (1965) als ssp. *pseudogranulatus* beschrieben und als Übergangspopulation zur Nominatform bezeichnet. Nach Nüssler & Grämer (1966) bevorzugt die Art, wohl bezogen v.a. auf das Erzgebirge, „Hoch-, Zwischen-, Wiesen- und Waldmoore und moorige Wälder in subalpinen Lagen.“ Detzner (1931) fand die Art am Fichtelberg auf einer „lichten, nassen Waldstelle“ (Nüssler 1969), und vermutet, dass die Art „den Hochwald zu meiden scheine“, denn an der Fundstelle sei „kein zusammenhängender Baumbestand.“ Im vom Nüssler (1969) untersuchten Moorgebiet „Hermannsdorfer Wiese“ kam die Art nur in allenfalls sehr licht beschatteten oder ganz offenen Übergangsmoor-Bereichen vor, wobei licht bestockte Waldbereiche ganz fehlten und nur z.T. „kleine inselartige Reste von Fichtenwald“ vorhanden waren (Nüssler 1965). Farkac & Hurka (2006) zufolge lebt „die ausgedehnteste Population des tschechischen Erzgebirges auf ca. 1000 m „auf kleineren und größeren Waldlichtungen und Waldwiesen vom Charakter einer Riedmoorwiese“ und mit vollständiger Torfmoosdeckung. Gebert (2007a) beschreibt das wiedergefundene Vorkommen der zuvor im sächsischen Teil des Erzgebirges verschollenen (vgl. Tolke 2006) Art in von Moor- bzw. Karpatenbirke (*Betula pubescens carpathica*) geprägten, quelligen Moorstandorten.

In der Slowakei kommt die Nominatform vor, in einer Population, die möglicherweise auch zwischen den Mittelgebirgs-Vorkommen Mitteleuropas und dem baltischen Vorkommen vermittelt (Fassati 1956, Nüssler 1969, vgl. Müller-Kroehling et al. 2013). Sie wurde hier bisher selten und konkret beispielsweise in 838 m Meereshöhe in einem Übergangsmoor, „im nassen Fichtenwald“ gefunden (Farkac & Hurka 2006).

Lindroth (1986) führt bewaldete Feuchtgebiete als Lebensraum auf. Lindroth (1960) beschreibt *C. menetriesi*, bezogen wohl überwiegend oder ausschließlich auf die Nominat-Unterart, als ausgesprochene Waldmoor-Art: „ausgeprägt hygrophil und wenigstens vorwiegend eine Waldart, die z.B. in stark versumpften, lichten Kiefernwäldern mit dichter Moosschicht vorkommt“, sowie mit Tabelleneintrag „Waldart“. Auch Palmen & Platonoff (1943) bezeichnen *C. menetriesi* in Ostfennoskandien „überhaupt als Art der versumpften Wälder“, wobei mit dem Begriff „versumpft“ der Beschreibung nach eindeutig „vermoort“ bzw. „moorig“ gemeint ist. Diese Autoren beschreiben *C. menetriesi* als „nicht auf trockenem, heideartigen Boden vorkommend“ und „noch mehr hygrophil“ als der ansonsten in seiner Lebensweise ähnliche *C. granulatus*. Nüssler (1969) bildet ein Habitat der Nominatform ab und beschreibt es als „versumpfte Wälder auf alluvialen und diluvialen Böden.“ Müller-Motzfeld (1992) bezeichnet die Art für Mecklenburg-Vorpommern (dort in der Nominat-Unterart vorkommend) als „Waldmoorart“. Auch Müller-Motzfeld & Hartmann (1985) nennen aus dem Peenetal nur Funde aus Waldhabitaten in Form von Einzeltieren in Birkenwäldern auf organischem Substrat. Krogerus (1960) fand die Art ausschließlich in „Reisermooren“ (ombrogenen Mooren) vom *Betula nana*-Typ. Dies sind „ombrogene, reiserreicher Moore, die ziemlich trocken sind. Die Moosvegetation

besteht hauptsächlich aus Weißmoosen [*Sphagnum*, Anm. d. Verf.]. Die Baumschicht, wenn eine solche vorhanden ist, besteht gewöhnlich aus kümmerlichen Kiefern. Der Torf ist mager und elektrolytenarm. Die Reaktion des Wassers ist stark sauer.“

Als Weiser für die Habitateignung ist das Verhältnis der moortypischen Zwergsträucher Rausch- und Moosbeere (*Vaccinium uliginosum*, *V. oxycoccus*), das über Heidel- und Preiselbeere (*V. myrtillus*, *V. vitis-idaea*) (als Verheidungszeiger) dominieren sollten, beschrieben worden (Müller-Kroehling 2006b, Paill 2006). Harry (2002) beobachtete, dass die meisten Vorkommen in Südwestbayern in einer bestimmten Beschirmungs-Spanne liegen (signifikant weniger bei <5%, signifikant mehr bei 14-24%, nicht signifikant weniger bei 25-79% Baumbedeckung). Ganz offene Bereiche werden im Bayerischen Wald v.a. in Hochlagen oder doch höheren Lagen (hier z.B. in sauren Quellmooren) besiedelt (Müller-Kroehling 2006b). Die Unterart *pacholei* wäre demnach, die Literatur zusammenfassend, weder als reine Wald-, noch als reine „Offenmoor“-Art einzustufen, sondern bevorzugt unterschiedlich licht mit Gehölzen bestockte Bereiche und v.a. in kühleren, höheren Lagen auch ganz offene Moore.

Mehrere Autoren haben auf die Überwinterung in Baumstümpfen bzw. Totholz hingewiesen (z.B. Nüssler 1969). Möglicherweise spielen auch Bulte als Versteckplätze, Jagdhabitats und Überwinterungsquartiere eine Rolle (Nüssler 1969, Gebert 2007a).

In Tschechien wird die Art als Relikt eingestuft (Farkac & Hurka 2006), kann nach Nüssler (1969) aber auch durch Hochwasser verschleppt werden, wenn solche Moore in Bachnähe betreffen.

<i>Carabus menetriesi (pacholei)</i>	MWA: 80,1052 (<0,0001)	MWP>VPR>OMBR>MWSI>ORG	ORG, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, CRS, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VUP, FIM, FIMA, VUB	TO, TM30, A, F>4, SR<1, MM, HTr, T<7	-; höchster HT: VPR	<5°: n.s.; <7°: 25,3061 (<0,0001)
--------------------------------------	------------------------	-----------------------	--	--------------------------------------	---------------------	-----------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Die Treue zu Moorwäldern ist hoch, die Stetigkeit ebenfalls über alle Moorwälder hinweg recht hoch. Für Moorhabitats besteht maximale Treue (100%). Höchster Chi²-Wert ist der Moorwald. Dies ist insgesamt in Einklang mit der Literatur. Nächst höhere Werte sind primäre Moorwälder und Spirkenfilze (VPR). Die ISA identifiziert nur Trendwerte, lediglich auf Ebene der HTB3 indiziert die Art nach diesem Verfahren signifikant, und zwar Moorwald, also in Übereinstimmung mit dem maximalen Chi²-Wert. Zu praktisch allen Qualitätsmerkmalen von Moor-Lebensräumen bestehen Affinitäten laut Chi²-Tests, so einer höheren Feuchtigkeit und saurem Substrat, ferner Habitattradition. Kein signifikanter Test ergab sich für die Beschirmung, da diese, auch über die verschiedenen Regionen und Höhenstufen, sehr unterschiedlich ausgeprägt sein kann. Bei der Frage der Habitatbindung spielen also andere Faktoren wie Wasserhaushalt, Vegetationsstruktur der Moos- und Krautschicht oder das Bult-Schlenken-Relief vermutlich eine größere Rolle als die Beschirmung, doch können die Verhältnisse in manchen Höhenstufen anders gelagert sein, so dass die Art beispielsweise speziell in den Hochlagen eher die offenen Moore präferiert.

Die Art besiedelt Bayern in drei deutlich disjunkten Teilarealen (z.B. Müller-Kroehling 2004c, Müller-Kroehling 2006b). Es muss davon ausgegangen werden, dass die beschriebenen Unterarten (vgl. z.B. zusammenfassend in Müller-Kroehling et al. 2013), selbst wenn man sie nur als Regionalrassen auffasst, evolutiv bedeutungsvolle Einheiten darstellen (Trautner et al. 2005a). Dafür spricht u.a. auch, dass sich die Habitatansprüche zwischen den bayerischen Teilregionen unterscheiden (Nüssler 1969, Müller-Kroehling et al. 2006, Müller-Kroehling et al. 2013), denn es ist denkbar, dass dies einerseits Ausdruck regionaler Stenökologie, andererseits aber zumindest teilweise auch seit der vorletzten Eiszeit erfolgter Anpassungen der Unterarten an die regionalen Bedingungen ist.

Über den bevorzugten Lebensraum der Art, deren deutsche Name „Hochmoorlaufkäfer“ lautet, entbrannte in der jüngeren Vergangenheit eine Diskussion, und u.a. wurden „Menetries Laufkäfer“ und „Moorlaufkäfer“ als mutmaßlich zutreffendere Alternativnamen angeführt (Müller-Motzfeld 2006b, Gebert 2006, Gebert 2007a.). Die Frage des deutschen Trivialnamens sollte jedoch von der wissenschaftlichen Analyse der Habitatpräferenzen getrennt werden, da ein eingeführter deutscher Namen, wie auch der wissenschaftliche Name, keiner entsprechenden Überprüfung unterliegt. Die zitierten Aussagen stützen sich ohnehin z.T. auf Ausführungen aus

dem Vorkommensbereich der Nominatform, differenzieren also nicht nach Unterarten. Auch die Nominatform wurde von Palmen & Platenoff (1943), Lindroth (1960), Lindroth (1986) und Müller-Motzfeld (1992) als Waldmoor-Art beschrieben oder bezeichnet, auch wenn sie unter heutigen Bedingungen eine etwas andere Einnischung als die ssp. *pacholei* aufweist. Es besteht laut Literatur und auch den hier dargestellten, wie auch den von Müller-Kroehling (2006b) und Harry (2002) veröffentlichten Ergebnissen, weitgehend Klarheit, dass die Art, wie auch speziell die Unterart *pacholei*, in offenen wie in bewaldeten Armmoores vorkommt und am häufigsten in Mooren gefunden wurde, die je nach Moor-Typologie als Ganzes als Hochmoore bezeichnet werden können, da sie auf erheblicher Fläche, und auch den Nachweisstellen der Art, eine Hochmoor bzw. Regenmoor-Vegetation aufweisen. Der eingeführte Name „Hochmoorlaufkäfer“ sollte in diesem Zusammenhang nicht kritischer beurteilt werden als z.B. die Bezeichnung „Heidelaufkäfer“ für *Carabus nitens* (bzw. in den Niederlanden für *Carabus arvensis*), sondern wie ein eingeführter Eigenname betrachtet werden.

Das Vorkommen der Art in Bayern ist zwar in seinen Grundzügen nach heutigem Kenntnisstand relativ gut erforscht, dennoch zeigen jüngere Funde der Art in Mittelgebirgen, aus denen die Verbreitung vorher nicht bekannt war, wie dem tschechischen Kaiserwald (K. Chobot, schriftl. Mitt. 8.7. 2008), dass das Verbreitungsbild noch nicht abschließend bekannt ist. Einzig in den flächenmäßig relativ überschaubaren, relativ gut untersuchten Mooren der Rhön (Frisch & Müller-Kroehling 2012, vgl. auch Korell 2006) kann wohl für die bayerischen Hochmoor-Regionen davon ausgegangen werden, dass die Art definitiv nicht vorkommt.

Moorbirken-Moorwald (VUB)

Epaphius rivularis ist nach den meisten Quellen eine auf Moorhabitats beschränkte Art (Hurka 1996, Lindroth 1986, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), die nach Koch (1989) und Hurka (1996) auch an anmoorigen Flussufern und Bruchwäldern vorkommen kann. Manche Autoren nennen speziell Moorwälder oder die Kombination aus schattigen, nassen Habitats (und von Mooren) als Lebensraum (Hurka 1996, Lindroth 1986). Lindroth (1960) beschreibt *E. rivularis* als Waldmoor-Art, die „ausgeprägt stenotop und an *Sphagnum*-Bruchmoore mit *Betula*, *Alnus glutinosa*, zuweilen auch *Picea*, fast gebunden“ sei und als „stark hygrophile Art im nassen Laub zwischen den Moosbulten lebt.“ Lindroth (1974) umschreibt das Habitat als „dunkle Waldsümpfe mit *Sphagnum*, zwischen nassem Seggenlaub.“ Andere sehen die Art eher als Bewohner von Seggenrieden und Verlandungsmoores (Müller-Motzfeld 2006a). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation, mit weiterem Hauptvorkommen in Feucht- und Nasswäldern und Nebenvorkommen in eutropher Verlandungsvegetation sowie in Feucht- und Nasswiesen.

Die große Mehrzahl der mitteleuropäischen Funde liegt in Mittelgebirgen oder den durch die Eiszeiten überprägten tieferen Lagen. Die wenigen Nachweise aus Nordrhein-Westfalen (Fuhrmann 1993, Koch 1990 in Fuhrmann 1993) liegen in montanen Übergangsmoores und anmoorigem Wald. Reck & Rietze (1995) gelang der Wiederfund (vgl. Hartmann 1924, Dorn 1926) für Baden-Württemberg in einem Hochmoorgebiet des Voralpenlandes, in einem Niedermoor-Teil und einer „leicht verschliffen und mit einzelnen Faulbäumen und Birken bestandenen, Seggen-dominierten Brache.“ Müller-Kroehling (2013d) fand sie erstmals im Schwarzwald, in einem intakten und großen Hochmoorgebiet des Südschwarzwaldes, in nassen, lichten Spirkenfilz-Bereichen. In den Rhönhochmoores Bayerns und Hessens ist sie in nassen Karpatenbirken-Moorwäldern verbreitet, ohne in anderen Moorhabitats völlig zu fehlen (Leipold & Fischer 1987, Frisch 1993, Frisch & Müller-Kroehling 2012).

Müller-Motzfeld & Hartmann (1985) fanden die Art im Peenetalmoor im Birkenbruchwald und im „Gebüsch-Ried“. Aus der Ueckermünder Heide nennt Stegemann (2002) die Art als „boreale Vorpostenart“ aus „Verlandungs- und Kesselmoores.“ Aus Berliner Mooren (Korge 1963, Platen 1989, Platen 1991) ist die Art aus bewaldeten Übergangsmoores gemeldet worden und wird von Platen (1989) zur Gruppe der „Arten oligotropher bis mesotropher Moorstandorte“ gezählt. Korge (1963) bezeichnet den faunistisch wertvollsten Teil des Teufelsbruchs, eines Übergangsmoores in Berlin, als „*Rivularis*-Sumpf“, und beschreibt das Habitat als „besonders sumpfigen Streifen von meist nur 2-4 m Breite, der sich dort entlangzieht, wo das dichte Erlen- und Weidengestrüpp der Gebüschphase des *Caricetum lasiocarpae* im Norden an die Erlenbrücher grenzt.“ Er fand die Art „nur an den sumpfigsten Stellen einer schmalen Übergangszone zwischen „dichtem Erlen- und Weidengestrüpp der Gebüschphase des *Caricetum lasiocarpae*“ und Erlenbrüchen. Die Art trat in diesem Moor in Gesellschaft von *Patrobus assimilis*, *Agonum hypocrita* und *Pterostichus aterrimus* auf (Korge 1959, 1963, Platen 1989). Indes stellte Meißner (1998) die Art in einem Berliner Niedermoor-komplex stetig in dessen verschiedenen Teillebensräumen fest, v.a. in den Schlenken-Bereichen.

In den von Irmiler & Gürlich (2004) ausgewerteten Daten aus Schleswig-Holstein besitzt die Art die höchsten Abundanzen „im bewaldeten Randbereich des Hochmoores“ mit „ständig hohen

Wasserständen“ und „lockerer Bewaldung“, die oft aus Weiden besteht, und von dort auch in angrenzendes Grünland ausstrahlend. Auch Irmeler et al. (1998) fanden die von ihnen als tyrphobiont eingestufte Art also besonders häufig im Kontaktbereich des Hochmoores mit dem umgebenden Weidenbruch, und sehen u.a. die hohe Feuchtigkeit bei ausgeprägter Torfmoosdecke als ausschlaggebend dafür an.

Für Frankreich nennt du Chatenet (2005) „morastige Wälder, Sumpf und Moore, zwischen den nassen Sphagnen und Schlenken“ als Habitate. Für die Rhône-Alpes wird die Art als „montan bis subalpin, paludicol“ und Moore bewohnend eingestuft (Coulon et al. 2005). In Belgien ist ihre Verbreitung auf die Ardennen beschränkt (Desender 1983, Desender et al. 2008), und sie besiedelt dort nasse, oligotrophe Wälder auf Torf (Baguette 1993). Pawlowski (2004) schätzt sie für Polen als relikitär und rückläufig ein, und beschreibt sie als Art „mooriger [„marshy“] Wälder.“ Für Tschechien und Slowakei werden „schattige, feuchte Habitate: torfige Wälder, Ufer mit üppiger Vegetation, Sümpfe“ als Lebensräume angegeben, vom Hügel- bis zum Bergland und „sehr selten und lokalisiert“ (Hurka 1996). Hejkal et al. (1980) fanden die Art in zwei Mooregebieten des Böhmerwaldes „in *Phragmites*-Beständen, zwischen den Wurzeln im durchsickernden Wasser“, und vermuten „das Zentrum des Vorkommens im östlichen Teil des Sumava-Gebirges vermutlich im Gebiet des Hochmoores Mrtvy Luh.“ Nach Basta (2002) ist die Art in Tschechien nicht an ombrotrophe Moore gebunden, sondern lebt allgemein in „Feuchtgebieten, die durch Vegetation beschattet sind: torfige Mischwälder, Erlenwälder, Torfmoore, Ufer mit üppiger Vegetation, Nasswiesen und Sümpfe.“ Das Auftreten auf reinen Torfmoosflächen wird von diesen Autoren als eher untypisch angesehen. Die Art hat Basta et al. (2002) zufolge in Tschechien einen Schwerpunkt der Höhenverbreitung eher in den tieferen Lagen (230-495 NN) mit Erstreckung bis in die montanen Höhenlagen von 620 bis 830 m NN. Hejkal et al. (1980) nennen für den Böhmerwald Meereshöhen von 730 und 740 als „bisher die höchsten festgestellten Seehöhen.“

Meist liegen Niedermoore, in denen sie gefunden wird, in Hochmoor-Gebieten bzw. großen Moorkomplexen mit Anteile alter Moore (z.B. Hejkal 1980, Reck & Rietze 1995).

E. rivularis ist anders als viele Moorbewohner eine rein europäische Art (Jeannel 1927, Lindroth 1949), erstreckt sich also nicht eurosibirisch oder gar circumboreal, wie viele der in Mitteleuropa in Mooren vorkommenden Arten. Auch wenn Jeannel (1927) sie für Nordeuropa „in der subarktischen Zone“ als sehr verbreitet verschreibt, wird sie doch auch aus dem Nordteil des Areals (Skandinavien, nördliches Großbritannien) als stenök bis sehr stenök beschrieben. Nach Lindroth (1949) ist die Art „für Bruchwaldmoore eines ganz besonderen Typus fast stenotop: starke Beschattung von *Betula*, oft auch *Alnus glutinosa* oder *Salix*, seltener Fichte; in der Bodenvegetation dominieren Sphagna.“ Olsson & Lemdahl (2008) zufolge präferiert die Art (in Schweden) „kühle, schattige Standorte mit Laubstreu, wie beispielsweise Erlensümpfe“ [„alder swamps“]. Lindelöw (1990) fand sie zusammen mit *Patrobis assimilis* und dem nordischen Moorspezialisten *Platynus mannerheimii*. Lindroth (1943) beschreibt sie aus einem Röhricht auf organischem Boden, aus dem gerade die Schwarzerlen entfernt worden waren (mithin wohl einem Erlen-Bruchwald). Krogerus (1960) fand *E. rivularis* in Bruchmooren [„skogskärr“], also waldbestandenen Flachmooren. Auch Friden (1963) wies die Art in Südschweden in mesotrophen, nicht aber oligotrophen Mooren nach. Renkonen (1938) beschreibt das Habitat wie folgt: „Birke, Fichte und Weide dominierende Holzarten. Auf Schlamm Boden unter Laubstreu und im niedrigen, abfallreichen Sphagnetum. Vor allem scheint die Art stark humifizierten Schlamm Boden zu bevorzugen und ist offenbar aus diesem Grunde in farnreichen Brüchern am häufigsten. Sie soll nie außerhalb der Bruchmoore angetroffen worden sein (vgl. Jansson 1928, Munster 1932, Poppius 1899).“ Lindroth (1944) und Lindroth 1942 (in Lindroth 1944) beschreiben das Habitat als „schattigen Laubwald“, „unter feuchtem Laub zwischen den *Sphagnum*-Bulten.“ Luff (1998) zufolge lebt sie in Großbritannien „sowohl in Tieflands-Niedermooren als auch in ombrotrophen Mooren der höheren Lagen.“ In Wales, Irland und Nordengland kommt die Art in unbewirtschafteten Hochland-Deckenmooren vor, die oft Heidekraut-bestandenen sind, und wird als relikitär eingestuft (Holmes et al. 1990, Holmes et al. 1991, Holmes et al. 1993).

In seinem Bericht über den Erstfund in einem Übergangsmoor der belgischen Ardennen schätzt Desender (1983) die Art dort als relikitär verbreitet ein. Auch im deutschen Teil des Rheinischen Schiefergebirges wurde die Art in diesem Zeitraum erstmals nachgewiesen (Fuhrmann 1993, Koch 1990 in Fuhrmann 1993). Müller-Kroehling (2013d) gelang der Erstnachweis für den Schwarzwald im intakten Spirkenfilz eines großen Moorkomplexes des Südschwarzwaldes, aus dem bereits andere Untersuchungen vorlagen (vgl. ebenda). Sowohl in Bayern (Erstnachweis für Südbayern im Murnauer Moos in den 1970er Jahren, Löser et al. 1982), Baden-Württemberg (s.o.) als auch in Tschechien (in den 1970er Jahren, Scholz 1977 in Basta 2002) wurde die Art in den letzten Jahrzehnten also in

neuen Regionen gefunden, so dass eine erfolgte Ausbreitung (z.B. entlang der Talmoore) möglich erscheint. Dafür sprächen auch die Funde in dem (im Zuge Kanalbaus zerstörten) Ottmaringer Moos der Südlichen Frankenalb (Anwander 1988). Lindroth (1949) zufolge galt die Art „bisher als ungeflügelt“, doch fand er auch Exemplare mit voll ausgebildeten Flügeln und berichtet von Funden in Meeresdrift. Dennoch hält Lindroth (1949) das Ausbreitungsvermögen für „außergewöhnlich gering“ und vermutet, dass die Art wegen ihrer schwachen Chitinisierung gegen Austrocknung besonders empfindlich ist. Nach Basta et al. (2002) ist *E. rivularis* kein Relikt (im eigentlichen Sinne), das Auftreten signalisiere aber einen „hochgradig natürlichen Zustand der Biotope.“ Die von Desender (1989) untersuchten Tiere Südbelgiens waren alle ungeflügelt.

<i>Epaphius rivularis</i>	VUB: 246,9194 (<0,0001)	CRS>FH>ORG >OMBR>OM	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, HMM, CRS, MWA, MWP, VUB	TO, TM30, A, F≥5, SR(<2), MM, T<7	Höchster HT: VUB	<5°: n.s.; <7,0°: 4,6161 (0,0317); NN>700: 54,5811 (<0,0001)
---------------------------	----------------------------	------------------------	---	---	---------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Das Chi²-Verfahren ordnet die Art mit einem hohen Wert dem VUB zu, gefolgt von einem weiteren, in diesem Fall aber offenen HT (CRS). Beides spiegelt die Habitatangaben in der Literatur gut wider. Auch die ISA ordnet die Art mit hohem IndVal dem VUB zu, sonst erreicht sie aber nur noch in der relativ groben HTB3X (für alle Habitate auf Torf zusammen) einen zudem sehr geringen Wert.

Mit mehreren Qualitätsmerkmalen von Mooren bestehen signifikante Zusammenhänge im Chi²-Test. Allerdings sind die Präferenzen für kalte Temperaturen nicht so extrem wie bei den meisten anderen Moorarten, was in gutem Einklang mit den Höhenverbreitungsangaben in der Literatur ist. Standorte zwischen 700 und 900 m NN werden in Bayern offenbar bevorzugt (vergleichbar der Situation in Tschechien, s.o.), was kühleren Temperaturen als 7°, aber nicht sehr extremen Klimabedingungen entspricht. Die Ansprüche an die Feuchtigkeit sind sogar höher als jene von *Agonum ericeti*, was sich mit Angaben deckt, dass Schlenken bevorzugt werden. Es werden indes nicht ganz so saure, d.h. nicht rein Regenwasser-beeinflusste Moore besiedelt (allerdings nur als Trend). Der Schirm ist in der Regel nicht allzu dicht (<80%), was mit den übrigen Standortseigenschaften (v.a. der Feuchtigkeit) in guter Übereinstimmung ist.

Hochlagen-Fichten-Krüppel-Moorwald (VUP)

Patrobis assimilis ist eine borealpina (Wagner 1927 in van Emden 1932, Holdhaus & Lindroth 1939) Art, die von Müller-Motzfeld 2006a für Deutschland als Reliktart bezeichnet wird. Sie besiedelt in Mitteleuropa ausschließlich nährstoffarme Moor-Lebensräume (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Främbs (1988) bezeichnet sie für Deutschland als Niedermoorart, allerdings mit hohem Kälte- und Feuchtigkeitsbedürfnis. Sie ist „hygrophil und thermophob“ (Forsskahl 1972) und weist zumindest im Nordteil des Areal eine zweijährige Entwicklung auf (Lindroth 1949, Forsskahl 1972, Refseth 1986). Zum Waldbezug in Mitteleuropa sind die Aussagen unterschiedlich: nach Hurka (1996) sind die Habitate unbeschattet oder teilweise beschattet, Koch (1989) erwähnt „Waldsümpfe“ als einen der Lebensräume. Fast alle Angaben erwähnen Gehölzbewuchs oder Wald (s.u.).

In Nordeuropa ist es eine „boreale Art“ (Refseth 1986), und weist in dessen Norden ein weiteres Lebensraum-Spektrum auf (z.B. Heide, auch trockene Standorte, Lindroth 1986; „eurytope Art des borealen Nadelwaldes, Främbs 1988; Renkonen 1938: „recht häufig auch an allerlei Ufern, viel seltener auf trockenem Waldboden“). Lindroth (1949) bezeichnet sie als vorwiegenden „Bewohner des hochborealen Nadelwaldgebietes, der im nördlichen Teil des Gebietes äußerst eurytop“ ist. Dort lebt sie im Offenland und „mäßig dichten Wäldern“ sogar auf ziemlich bis ausgeprägt trockenem Boden (v.a. Moränenböden), und nur teilweise „sehr feucht in und an Mooren und moosreichen Sümpfen, sowie an Ufern oligo- oder dystropher Seen, [...], oft in *Sphagnum* und auf Torfboden.“ Refseth (1980) fand sie in subalpinen Habitaten Südnorwegens in offenen Heiden und im Birken- und Kiefernwald, in höchster Abundanz in subalpiner Zwergstrauchheide. Im Norden des Areal (boreale Region, v.a. Nordskandinavien, höhere Lagen des nördlichen Großbritanniens und Südschandinaviens) ist die Art also weniger stark an Moore gebunden. Sie tritt dort auch in mineralischem [aber möglicherweise anmoorigen?] Grünland (Greenslade 1968, Forsskahl 1972) und in meist, aber wohl nicht stets

feuchten oder nassen Fichtenwäldern auf mineralischen Standorten auf (Niemelä 1986), wobei bei letzteren oft kleine Vermoorungen eingesprengt sind, deren mögliche Rolle für das Vorkommen der Art aus den Arbeiten nicht immer klar werden. Innerhalb der borealen Waldhabitate werden in aufgelichteten Beständen meist höhere Aktivitätsdichten erreicht als in geschlossenen Beständen (Attegrim et al. 1997, Heliölä et al. 2001, Koivula 2002, Koivula & Niemelä 2003). Funde außerhalb des Waldes in Nordeuropa liegen beispielsweise „hochgradig regelmäßig in Zwergstrauch-dominierten Vegetationstypen niedriger Lagen und feuchter Tallagen (z.B. *Vaccinium myrtillus*-Heiden und *Betula nana*-Bestände)“ (Naujok & Finch 2004). Lindelöw (1990) fand sie zusammen mit *Epaphius rivularis* und dem nordischen Moorwaldspezialisten *Platynus mannerheimii*.

Zumindest im südlichen Skandinavien und den britischen Inseln werden feuchte, v.a. moorige Habitate wie Moorwald oder Nieder- und Übergangsmoore bereits stark bevorzugt (z.B. Renkonen 1938, Lindroth 1949, Främbs 1988, Butterfield & Coulson 1983, Ings & Hartley 1999, Blake et al. 2003, Matveinen-Huju et al. 2009), v.a. auch Moorwälder (Lindroth 1986, Krogerus 1960) bzw. Hochlagen-Deckenmoore (Day 1987, Holmes et al. 1993). Regelmäßig werden dort „Bruchmoore mit *Alnus glutinosa*“ besiedelt (Lindroth 1949). Ferner besiedelt die Art auch den eingestreuten, kleinflächigen Fichten-Moorwald (Koivula et al. 2002). Dass dieser kleinflächig nach Kahlschlag des umgebenden Bestandes das Überleben der Art gewährleisten kann, ist unwahrscheinlich (Matveinen-Huju et al. 2009). Renkonen (1938) beschreibt für Südfinnland eine „Konzentration auf finstere, hainartige Brücher“, was er auf die Vermeidung hoher Temperaturen zurückführt. Koivula et al. (2002) beschreibt „feuchte Habitate mit Kronenschluss“ als Habitate in Mittelfinnland, Abildsnes & Tommeras (2000) „armen Sumpfwald“ mit hoher Feuchtigkeit und viel Licht aus Zentralnorwegen. Friden (1963) fand *P. assimilis* nur in oligotrophen, nicht in mesotrophen Mooren. Auch eine leichte Bodenbearbeitung im Rahmen der forstlichen Nutzung wirkt sich bereits ungünstig aus (Koivula & Niemelä 2003). Olsson & Lemdahl (2008) zufolge wird die Art in Südsandinavien „hauptsächlich in Wäldern mit Birken und Erlen“ und einer „von *Sphagnum* und *Carex* dominierten Bodenvegetation“ gefunden. In Großbritannien und Irland lebt die Art v.a. in höheren Lagen [„mostly on high ground“] (Houston & Luff 1983). In Schottland gehört sie nach Blake et al. (2003) zusammen mit *P. diligens* zu den stetigsten Arten der Moorhabitate, dabei in allen Moor-Vegetationstypen auftretend. In Schottland ist sie charakteristisch für Deckenmoore (Holmes et al. 1993), kann aber stellenweise auch Fichtenforste auf Torfstandorten als Lebensraum nutzen (Jukes et al. 2001). Verheidete *Calluna*-Moore sind keine geeigneten Habitate (Fishpool & Usher 1989).

Diese Habitatbeschreibungen aus verschiedenen Teilen des Nordareals ergeben das Bild einer hygrophilen, tyrphophilen Art der Moore mit unterschiedlich dichter und lichter Bestockung, die in höheren Lagen und im äußersten Norden des Arealis regelmäßig auch außerhalb von Mooren und hier weitgehend nur noch im Offenland auftritt, wohl dem nötigen Licht- und Wärmegenuss für die Vollendung selbst einer dort zweijährigen Entwicklung geschuldet. Lindroth (1949) führt die andere Habitatbindung im Süden Skandinaviens v.a. auf das „Kälte- mehr als das Feuchtigkeitsbedürfnis“ zurück.

In der Nordostdeutschen, glazial geprägten Landschaft besiedelt die Art u.a. „glaziale Moränenrandsümpfe“ (Wagner 1927 in Kleinsteuber 1969) und Kesselmoore (Müller-Motzfeld & Schmidt 2008). Aus der Ueckermünder Heide Mecklenburgs nennt Stegemann (2002) einzelne Funde aus Kesselmooren. Nach Müller-Motzfeld & Schmidt (2008) ist sie in Nordostdeutschland in den letzten Jahrzehnten seltener nachgewiesen worden, und von einer „zukünftig zunehmenden Gefährdung durch Klimawandel und Austrocknung von Kesselmooren“ auszugehen. Auch in den Hochmooren der Oberlausitz (in denen es auch die einzigen autochthonen Fichtenvorkommen relativ tief gelegener Regionen Deutschlands gibt), kommt die Art „an wenigen Fundorten“ vor (Gebert 1994, Gebert 2009).

In den süd- und ostdeutschen Mittelgebirgen und Gebirgen ist sie vorwiegend oder sogar ausschließlich ein Bewohner von Mooregebieten und hier v.a. der lichten Randlagen von Hochmooren: Aus dem Erzgebirge und Harz sind Vorkommen v.a. aus dem Rand von Hochmooren bekannt (Ermisch & Langer 1936 in Kleinsteuber 1969, Kleinsteuber 1969). Van Emden (1932) bezeichnet die Art als „im Harz typischen Bewohner der glazialen Randmoränensümpfe und der Hochmoore“. Platen (1994b) fand sie am Brocken in einem Niedermoor, am Rand des Hochmoores. Hurka (1958a) wies sie im Riesengebirge v.a. im Umfeld von „Hochmooren der Intercalarzone“ [subalpinen Zone] [...] und in einem „Waldhochmoor“ nach. Aus dem Harz beschreibt Rabeler (1967) ihr Vorkommen aus hochgelegenen „Fichtenwald mit *Sphagnum*“, Klein (1965) aus Hochmoor mit einzelnen (krüppeligen) Fichten und einer vermoorten Lichtung im Hochlagen-Fichtenwald („Sterbehorst“), nicht jedoch im Hangfichtenwald, Petry (1914) aus dem „Kampfgürtel der Fichte“ von „nassen *Sphagnum*-Partien“

einschließlich der „Grasflecken“, nicht jedoch in den trockenen Moospolstern.“ Kleinsteuber (1969) fand die Art im Erzgebirge im Fichten-Moorwald und Fichten-Moorkiefern-Moorwald und stuft sie als „stenotopen Bewohner der Randzone“ ein. Für den tschechischen Teil des Böhmerwaldes erwähnen Farkac & Hurka (2006) das Vorkommen zusammen mit *Agonum ericeti* und *Carabus menetriesi* (in einer Beschreibung von dessen Habitaten) in zwischen 700 und 900 m gelegenen „Hoch- und Zwischenmooren.“ Hejkal et al. (1980) meldeten *P. assimilis* von zwei auf 730 und 740 m gelegenen Hochmoor-Gebieten des Böhmerwaldes, u.a. dem sehr vielgestaltigen und großen Moorkomplex Mrtvy Luh.

Im Gebirge der Alpen ist die Art offenbar sehr selten (Franz 1943), obwohl möglicherweise nicht an Moore gebunden, vergleichbar der Situation im hohen Norden Europas. Franz (1943) fand sie „auf einer trockenen Almmatte unter Steinen“ auf 1500 m. Kopf (2008) gelang bei seinen Aufnahmen im Schlerngebiet Südtirols kein Nachweis der dort früher vorgefundenen Art. Aus dem Bundesland Salzburg gibt es nur sehr wenige Funde (Geiser 2001). In der Schweiz wurde die Art bisher nicht nachgewiesen (Marggi 1992, Luka et al. 2009).

Gelegentlich wird die Art unter Fundumständen gefunden, die ein passives Vertragen aus höheren Lagen nahelegen (Motley 2001), z.B. über Genist.

Die Art scheint eine ausgesprochene „Low-density species“ zu sein, denn es wurden jeweils nur Einzeltiere nachgewiesen. Dass das phänologische Maximum nicht ausreichend abgedeckt gewesen wäre, oder die Art nicht mit Bodenfallen ausreichend zuverlässig erfassbar wäre, ist hingegen unwahrscheinlich (vgl. Refseth 1986).

<i>Patrobus assimilis</i>	VUP: 244,3564 (<0,0001);	FIM>FIMA> MWSI> MWP> MWA	ORG, OMBR, MWA, MWSI, MWP, VUP, FIM, FIMA	(TM30), F(>4), NN>1000	-; höchster HT: VUP	<5°: 6,2608 (0,0123); 3,5-4°: 14,9207 (0,0001); NN>1000: 19,6653 (<0,0001)
---------------------------	--------------------------	--------------------------	---	------------------------	---------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Die extreme Bindung an die Bedingungen des VUP als Chi²-Maximalwert, der zugleich für eine so spezifische Einheit wie einen HT erreicht wird, stimmt mit den in der Literatur geschilderten Habitatansprüchen für den mitteleuropäischen Arealteil wie auch der sehr begrenzten Verbreitung in Bayern sehr gut überein. Auch die ISA identifiziert diese Präferenz für das VUP, wenn auch nur mit einem mäßig hohen IndVal, was der nicht sehr hohen Stetigkeit der Art geschuldet ist. Wegen der geringen Nachweiszahlen schlagen nur relativ wenige Habitatfaktoren im Chi²-Test zu Buche, v.a. Kälte bzw. Meereshöhe und Feuchtigkeit. Es ist denkbar, dass die Art in den Böhmerwald-Hochlagen, zumal in großen Mooren mit ausgeprägten Eigenklima, in tieferen Lagen (s.o.: ca. 730-740 m) auftritt als im Bayerischen Wald. Zumindest fehlen aus dem Bayerischen Wald Funde unterhalb 1000 m NN (und liegen auf 1030, 1127 und 1185 m NN).

Im Rahmen der Arbeit gelang der Erstnachweis für den Bayerischen Wald, zunächst in Beifängen aus Untersuchungen von Weiß (1995) in den 1990 Jahren, später in eigenen Untersuchungsflächen. *P. assimilis* ist in Bayern höchstgradig an einen sehr speziellen Lebensraum gebunden. Aufgrund der Stenökie und möglicherweise auch der geringen Aktivitätsdichten erreicht sie nur Stetigkeitswerte von 27% in den vorhandenen 11 Aufnahmen, dies allerdings bei maximaler Treue von 100%. Nähere Betrachtung der Lebensräume nach bestimmten Faktoren der Habitatqualität und deren Kontinuität würden möglicherweise Qualitätsfaktoren ergeben, die die Stetigkeitswerte erklären, d.h. Faktoren, die an den Probestellen ohne Vorkommen nicht realisiert sind.

Von den wenigen Probestellen mit Nachweisen der Art sind die meisten relativ alt, d.h. stammen aus den frühen 1990er Jahren. Alle liegen im Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Möglicherweise sind die großflächigen Kahlliegungen der die Hochlagenmoore umgebenden Randwälder durch Borkenkäfer-Fraß dafür verantwortlich, dass die Art in zweien der Moore von 1992 auf 2002 bzw. 1993/94 auf 2001 an derselben Probestelle und sogar jeweils zwei weiteren Probestellen im selben Moor, nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Versumpfung nach Ausfall der (älteren) Baumschicht könnte sich aber möglicherweise auch günstig auswirken.

Aufichtenwald (CVP)

Trechus alpicola wird auch bei den Fichtenwäldern besprochen. Die Art verfügt über eine auf Ostalpen und östlichen Bayerischen Wald beschränkte Verbreitung und ist daher in der Literatur nur spärlich repräsentiert. Die Summe der Angaben legt eine Affinität mehr zu subalpinen Wäldern als zu Mooren nahe (sh. bei den Fichtenwäldern), und jedenfalls ist die Art der Literatur zufolge keine reine oder bevorzugte Moorart.

<i>Trechus alpicola</i>	CVP: 82,4601 (<0,0001)	<u>Moore</u> FIM>FIMA> VUP>NDW> MWSI; <u>zusammen:</u> FIM>HLMO> FIMA>FIKBO> HL	ORG, NDW, OMBR, WS: neg., HMI, SPM, CRS, MWA, MWSI, MWP, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, NND, NDW, HL, HLW, HLH, WS,H/F, HLF, FBL, HFH, (KFH), BO, BKH, BOP, BO1, (BO2), FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO	TO, TM10, A, F≥3, SR<1, MM, HTr, T<4,5/NN>1100	Fichte; Höchster HT: CVP	<5°: 138,1842 (<0,0001); <4,5°: 153,5986 (<0,0001); NN>1100: 154,3957 (<0,0001)
-------------------------	---------------------------	--	---	---	--------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	----

In den Chi²-Testserien wird der höchste Wert für den Aufichtenwald (CVP) erreicht, gefolgt vom Fichten-Moorwald. Auch das Konvolut der Hochlagen-Habitate und der Moore erreicht einen der höchsten Werte der Art, ebenso wie das Konvolut aus Hochlagenwäldern und offenen Blockhalden, wo die Art in Kondenswassermooren lebt (sh. beim Fichtenwald). Dieser Mix aus Kältehabitaten wird flankiert von einer angesichts der Literaturangaben überraschend vollständigen Affinität zu allen getesteten Moor-Schlüsselfaktoren). Das VUP, das Hochlage und Moor vereint, erzielt ebenfalls signifikante Testwerte.

In der ISA wird bei den Mooren nur auf HT-Ebene (also innerhalb der Moore), und auch hier für das CVP, ein signifikanter Wert erzielt, noch dazu ein recht hoher. Die Art, die in Hochlagen-Fichten-Moorwäldern ebenso wie im Aufichtenwald und im Peitschenmoos-Fichtenmoorrandwald stetig vorkommt, ist demnach nach beiden Verfahren eine Art mit starker Affinität zu Fichten-Moorwäldern.

Chi²-Maximalwert für das Konvolut aus Hochlagen und Mooren und HT-Maximalwert für Moorwald-HT

Latschenfilz (PMS)

Trechus splendens wird ebenfalls auch bei den Fichtenwäldern besprochen. Häufiger als bei *T. alpicola* werden auch speziell Moore als Lebensraum genannt (Hurka 1996, GAC 2009, Burmeister 1939).

Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für tyrophil. Im Roten Moor der hessischen Rhön beschreibt Frisch (1995) sie als „hygrophile, muscicole Waldart der Moore und feuchten Wälder.“ Kleinstauber (1969) fand *T. splendens* in einem Mooregebiet des Westerzgebirges als „dominante Art“, und zwar sowohl im das Moor umgebenden, auf „nur geringer organischer Auflage“ stockendem Fichtenwald als auch im Moor selbst, und hier sowohl in den Fichten-, Fichten-Moorkiefern und Moorkiefern-Flächen, als auch in der „Pfeifengrasgesellschaft“.

Nicht alle Angaben beziehen sich auf Moore, so Holdhaus (1954a), der sie zu den petrophilen Arten zählt, und Krause (1995), der sie in der Sächsischen Schweiz auch in Bachschluchten auf Sandstein fand, wo die Art möglicherweise vom „Kellerklima“ profitiert. Bohac (2001) fand die Art im Riesengebirge (Tschechien) in durch „neuartige Waldschäden“ unterschiedlich stark geschädigten Fichten-Hochlagenwäldern, in hoher Stetigkeit und Abundanz.

Die als Eiszeitrelikt (Pawlowski, schriftl. Mitt. 2001) aufzufassende Art ist ausbreitungsschwach, auch wenn Horion (1972, in Frisch 1995) eine rezente Ausbreitung für denkbar hält. Nach Schweiger (1955) „weist *T. splendens*, der hier [in den Ostalpen] mehr die unteren Bergwälder bewohnt, trotz der relativ weiten Ausdehnung seines Wohngebietes eine merkwürdig sporadische Verbreitung auf.“

<i>Trechus splendens</i>	HLMO: 56,8854 (<0,0001); Moore: MWA: 53,9417 (<0,0001)	Moore: FIM>MWP>MWSI>FIMA>OMBR; zusammen: MWA>FIM>MWP>MWSI>HLBLKMO	ORG, NDW, OMBR, CRS, MWA, MWSI, MWP, PMS, VUP, CVP, BPV, FIM, FIMA, NND, HL, HLW, H/F, HLF, FBL, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO	TO, TM80, A, F≥5, SR<1,HTr, T<6,5	Fichte; Höchster HT: PMS	<5°: 9,9567 (0,0016); <6,5°: 24,6065 (<0,0001); NN>800: 33,6878 (<0,0001)
--------------------------	---	---	--	-----------------------------------	--------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	++
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	----

Die Art wurde in recht verschiedenen Moorwald-Typen gefunden, so beispielsweise auch in Latschenfilzen (PMS) und im Moorbirken-Moorwald (VUB), was seinen Niederschlag im höchsten Chi²-Testwert im Moor-Kontext für das Konvolut aller Moorwälder, mit nur mäßig hohem Chi²-Testwert, findet. Zwar erzielt das PMS einen höheren Testwert als alle einzelnen Fichten-Moorwald-Habitattypen, doch ist der Wert für diese zusammen (FIM) höher als jener für das PMS.

An dritter Stelle folgen primäre Moorwälder, was in Einklang mit der Einstufung als relikitärer Art ist. Zu verschiedenen Schlüsselmerkmalen der Moorwälder bestehen Affinitäten. In der ISA erzielen auf der HT-Ebene (also innerhalb der Moore) quellig-moorige Fichtenwälder (FQM) den höchsten Testwert, ferner auf Ebene des HTB3 Moorwälder und allgemein Lebensräume auf organischen Böden.

Die Treue-Werte für natürliche Fichtenwälder und Moore zusammen betragen 41%, der maximale (wenn auch nicht hohe) Chi²-Testwert lautet auf das Konvolut beider. Offenbar ist sie auf kalte, feuchte und luftfeuchte Standorte (bewaldete Moore, Hochlagen-Fichtenwälder mit ihren hohen Niederschlägen) angewiesen. In intakten Hochlagenwäldern findet sie diesen Lebensraum auf zusammenhängender Fläche, in den Vorbergen, wie z.B. am Einödriegel nur in höheren Lagen und auf Sonderstandorten wie den Mooren. Eine Bindung an eine natürliche Nadelholzzone der Mittelgebirge scheidet allerdings aus, da sie auch in der Rhön (in den Rhönmooren) und im Taunus vorkommt (Frisch & Müller-Kroehling 2012), also Mittelgebirgen ohne natürliche Fichtenvorkommen und ohne natürlichen Nadelholzgürtel. Die Art ist auch keine reine Moorart, es erscheint aber denkbar, dass Moore die „Verbreitungskerne“ darstellen, von denen aus sie in andere Lebensräume ausstrahlt, und nicht umgekehrt, wie Kleinsteuber (1969) es interpretiert. Auch schon bei Kleinsteuber erreicht *T. splendens* höhere Aktivitätsdichten im Fichten- und im Fichten-Moorkiefern-Moorwald als im (mineralischen) Fichtenwald. Im Roten Moor (Frisch 1995) ist die Situation vergleichbar. Auch können die standörtlichen Übergänge von Fichtenwäldern der Hochlagen zu Mooren durchaus fließend sein, da diese nicht nur oftmals über kleinflächige Vermoorungen, u.a. an Ausfallstellen und Baumsturzlücken verfügen, sondern ferner auch der Rohhumus torfigen Substraten bei gleichzeitig sehr hohen Niederschlägen sehr ähnlich sein kann („Trockentorf“, „torfähnliche Rohhumusböden“).

Die im Chi²-Test aufscheinende Bevorzugung organischer Standorte und hoher Torfmoos-Deckungsgrade zeigt, dass die Art nicht an erster Stelle ein Fichten-Hochlagenwald-Bewohner, sondern eine Art des Feuchtwaldes höher Lagen ist, der freilich oft eine Fichtenbestockung trägt. Entsprechend ist das Konvolut der natürlichen Fichten-Moorwald-Typen (FIM) der zweithöchste Chi²-Wert. Außerhalb der Hochlagen lebt die Art azonal als reiner Moorwaldbewohner.

***Carabus violaceus* (s.str.)** ist der Literatur zufolge, soweit sie auf Unterart-Ebene Aussagen trifft (GAC 2009, Marggi 1992), eine montan getönte Art, die azidophile und montane, oft lichte Wälder und Feuchtwälder als Habitat nutzt, und wird auch bei den Fichtenwäldern besprochen. Nach Müller-Motzfeld (2006a) kommt sie „besonders in Wäldern, Mooren und alpinen Matten“ vor. Aßmann & Schnauder (1998) zufolge (wohl v.a. für nordwestdeutsche Verhältnisse) „besiedelt *C. violaceus* Wälder unterschiedlicher Ausprägung einschließlich des *Sphagnum*-reichen *Betuletum pubescentis*, nicht jedoch nasse und zugleich nährstoffreiche Waldgesellschaften (z.B. *Carici elongatae*-Alnetum). In manchen Studien (und Regionen) war die Art mit höherer Stetigkeit auch in Schwarzerlen-

Bruchwäldern anzutreffen (Stegner 1998a, Pentermann 1988a, Pentermann 1988b, Platen 1989, Platen 1991), und in noch stärkerem Umfang im Birken-Bruchwald (Platen 1989, Platen 1991), nicht jedoch in ausgeprägt oligotrophen CEA (Platen 1989). Stegner (1999) zufolge tritt sie im CEA v.a. in trockenen Ausprägungen auf. In einem Niedermoorkomplex bei Berlin (Meißner 1998) fehlte die Art. Nüssler & Grämer (1966) geben neben weiteren Wald- und Offenland-Habitaten auch „verschiedene Moorbiotope“ an. Nach Blumenthal et al. (1977) ist sie in Deutschland eine relikitär verbreitete Art höherer Lagen.

Bei Angaben aus anderen Teilen Europas ist der Unterart-Bezug zum Teil nicht immer klar. Lindroth (1949) zufolge ist sie in Skandinavien „ganz vorwiegend eine Waldart, die aber lichte Bestände und ziemlichen trockenen Boden, oft mit nur ganz unbedeutlicher Humusschicht bewohnt“, und dabei Kies gegenüber Sand und Lehm bevorzugt. Sie kommt sowohl im Laub- wie im Nadelwald vor und überschreitet in den Fjelden auch die Waldgrenze deutlich (Lindroth 1949). Die Art ist so kälteresistent, dass am Polarkreis in Skandinavien auch Habitate auf Permafrostboden besiedelt werden (Lindroth 1949). In polnischen Flechten-Kiefernwäldern (Szyszko 1983) tritt sie mit hoher Stetigkeit in allen Altersphasen auf. In einem Dünge- und Versauerungsversuch in polnischen Kiefernwäldern (Sklodowski 1995) trat die Art mit hoher Stetigkeit und Abundanz auf.

<i>Carabus violaceus</i> (s.str.)	HLMO: 51,2452 (<0,0001); Moore: MWA: 46,3531 (<0,0001)	Moore: OMBR> MWSI> ORG> NDW>FIMA; zusammen: MWA> HLBLKMO> OMBR>MWSI> ORG	ORG, NDW, OMBR, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VUP, FIM, FIMA, NND, HL, HLW, HLH, H/F, HLF,HFH, KFH, (BOP), (BO1), (BO2), FIKBO, HLMO, HLBLKMO	TO; TM30, A, SR<1, MM, HTr, T<7	Fichte; Höchster HT: PMS	<5°: 36,0813 (<0,0001); <7°: 30,6618 (<0,0001); NN>600; 95,6863 (<0,0001)
--------------------------------------	--	---	--	---------------------------------------	--------------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

In den eigenen Daten sind die besiedelten Habitate neben Fichten-Hochlagenwald v.a. Moore, insbesondere Waldmoore und Moorwälder, und erreichen gemeinsam den höchsten Chi²-Testwert. Eine Affinität zu Moorwäldern und stärkere Präferenz für intakte Moorwälder (MWSI) als für Nadelwälder einschließlich der Nadelforste (NDW) ist überraschend, aber durchaus mit den beschriebenen Präferenzen der Art zu Habitatmerkmalen wie auch Habitaten in Einklang zu bringen. Natürliche und halbnatürliche Fichten-Moorwälder (FIMA) haben aber dennoch einen geringeren Testwert als alle Nadelbestockungen. Affinität besteht bei den Merkmalen zu Torfmoosdeckung, Moormächtigkeit, Säure, Habitattradition und niedrigen Temperaturen, alles in Übereinstimmung mit der ermittelten Habitatpräferenz und der Literatur. Höchster HT ist im Chi²-Test das PMS, was sich allerdings dadurch relativiert, dass dieser Testwert geringer als jener für das Konvolut aller Fichten-Moorwald-Habitattypen (FIMA) ist. In der ISA auf Habitattyp-Ebene (innerhalb der Moore) dem CVP zugeordnet wird. Im Test auf organische Standorte wird die Art von beiden Verfahren den organischen zugeordnet.

b) Arten mit Bezug nur über den höchsten HT-Testwert

Keine

c) Arten mit Bezug zum HT- oder der HTG nur im ISA-Verfahren

Keine

d) Weitere Arten hoher Stetigkeit oder Treue oder Bezug zum Habitat laut Literatur, jedoch ohne spezifische Testergebnisse in einem der Verfahren

Moorwald

Pterostichus pumilio ist vorwiegend eine Waldart, und wird bei den Fichtenwäldern ausführlicher besprochen. Es handelt sich um einen kälteadaptierten Waldbewohner, der in ausgeprägten Streupaketen schlecht zersetzter Auflageformen einen günstigen Lebensraum findet.

<i>Pterostichus pumilio</i>	HLW: 172,7323 (<0,0001); Moore: VUP: 19,7247 (<0,0001)	Moore: NDW>VUB> >FIMA>FIM>MWP; zusammen: HL>FIKBO>H/F >FINBO>HLF	LH, NND, NDW, HL, HLW, HLH, H/F, HLF, FBL, HFH, KFH, BKH, FINBO, FIKBO, HLMO, HLBLKMO, NDW, VUP, FIM, FIMA, VUB	TO, A, SR<2, MM>1, T<5	Fichte; Höchster HT: HLF	<5°: 94,6034 (<0,0001)
-----------------------------	---	--	---	------------------------	-----------------------------	------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Innerhalb der Moore wird der höchste Chi²-Testwert für das VUP erzielt, was plausibel ist, während die Art im ISA-Verfahren dem VUB zugeordnet wird. An zweiter Stelle der Chi²-Testwerte stehen Nadelwälder. Höchster Chi²-Testwert für einen HT ist der HLF aus der Gruppe der Fichtenwälder, also ebenfalls eine Fichten-Bestockung. Zu mehreren Schlüsselmerkmalen der Moore bestehen Affinitäten, u.a. zu Kälte. In den eigenen Erhebungen erwies sie sich u.a. als eine der wenigen Arten, die auch in dicht geschlossenen, hochwüchsigen Latschenfilzen mit erheblicher Streuakkumulation leben können, und kann hier stellenweise sogar die einzige Laufkäfer-Art sein. Die Streuauflagen in Hochlagen-Fichten-Blockwäldern und am Rand von Blockhalden können stellenweise in einen torfartigen Rohhumus übergehen, was ein gemeinsamer Nenner in Bezug auf das Habitat sein könnte.

Die ebenfalls der Untergattung *Haptoderus* angehörende ***P. unctulatus*** wird bei den Buchenwäldern besprochen. In Teilen der Alpen (Hölzel 1967, Brandstetter et al. 1993) und des baden-württembergischen Allgäu (Trautner 1992c) kommt sie regelmäßig auch in Mooren bzw. speziell in Moorrandwäldern vor, was in Bayern ebenfalls nur für das Allgäu zuzutreffen scheint. Alle vier Funde der Art aus dem Moorkontext aus Bayern stammen aus dem Allgäu, und hier aus verschiedenen Moorbestockungen, eine davon auch ein Fichtenforst auf Moorstandort. Für die Testwerte und Besprechung wird auf den Abschnitt Buchenwald verwiesen.

Amara makolskii, erst seit wenigen Jahren auch in Deutschland (zumindest zunehmend) als Art anerkannt, die von *A. communis* zu unterscheiden ist (vgl. Schäfer 2007), ist eine der wenigen Laufkäferarten, die offenbar weitgehend an eine Baumgattung direkt gebunden sind bzw. eine starke direkte Affinität aufweisen, in diesem Fall an Birken (Burakowski 1957, 1967, Gersdorf & Kuntze 1957b). Sie wird auch bei den Eichenwäldern (und in Bezug auf den taxonomischen Status im Abschnitt zu den kritischen Arten des Kapitels 2) behandelt.

Schäfer (2007) zufolge ist sie (für Westfalen) „nur aus Sand- und Mooregebieten bekannt, wobei die Bodenfeuchte weniger wichtig ist als Vegetation und Bodenart, denn bei den Fundorten handelt es sich überwiegend um Gehölzbestände auf Sandboden (v.a. lichte Kiefern- und Eichen-Birkenwälder) und deren nähere Umgebung.“ Das Hauptvorkommen in den Niederlanden liegt im Eichen-Birkenwald, mit weiteren Vorkommen in trockenen Heiden (zweifellos mit Birkenanflug o.ä.) und Sandmagerrasen mit Grauem Silbergras (*Corynephorus canescens*) auf Dünensanden (Turin 2000). Müller-Motzfeld & Schmidt (2008) nennen die Art für Mecklenburg-Vorpommern „nur aus sandigen Birkenbrüchern.“

Hurka (1996) zufolge ist sie schattenindifferent, und kommt in „Wäldern, stets mit Birken, und Waldsteppe“ vor, vom Flach- bis zum Bergland. Hurka (1960) und Hejkal (1990) fanden sie in einem nordböhmischen Feuchtgebiet individuenreich auf den Rohtorf- bzw. Diatomit- und Heide-Flächen mit einzelnen Birken-Jungpflanzen bzw. angrenzendem Birkenwald sowie einem trockenen Mischwald

aus Sandbirke und Waldkiefer auf Torf, nicht jedoch im feuchten Birkenwald auf Torf und Diatomit. Hurka (1960) konstatiert für Tschechien Funde besonders in Birken-Mischwäldern auf Sandboden.

<i>Amara makolskii</i>	GC: 19,1557 (<0,0001); Moore: VSS: 18,4230 (<0,0001)	Moore: VUS>HMH> OMBR>(ORG); zusammen: VSS>CARP> EHN>VUS>EI	(ORG), (FH), OMBR, HMH, VUS, VSS, CARP, GC, EHN, EI	Keine	Eiche; Höchster HT: GC	<5°: n.s.
------------------------	---	---	---	-------	------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	K	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	--

Im Prinzip stimmt die Präferenz im Chi²-Test im Kontext der Moore, die auf für sekundären Kiefern-Moorwald (VUS) lautet, auf den ersten Blick nicht mit der in der Literatur genannten Affinität zu Birken überein, doch finden sich in den verheideten, lichten Beständen auf Resttorfen bzw. entwässerten Torfen, auf denen die Waldkiefer bevorzugt zur Dominanz kommt, häufig auch beigemischte Sand- (auf oberflächlich trockenen) bzw. Moorbirken (auf oberflächlich feuchten) Standorten. Eine Affinität zu Habitatfaktoren von Mooren ergibt sich aus den Chi²-Werten nicht, was sich auch dadurch erklärt, dass die Art auch in birkenreichen Phasen von Labkraut-Eichen-Hainbuchenwäldern sowie in den Mooren vorwiegend eher trockenen Ausprägungen gefunden wurde, und mithin definitiv keine obligate Moorart ist. In der ISA ergibt sich auf keiner Ebene ein signifikanter IndVal.

Die Art fehlt, wie auch das Artaggregat *A. communis* (s.l.; incl. *A. convexior*), in allen vorliegenden Aufnahmen, die als ursprüngliche VUB aufzufassen sind. Lediglich in einem, durchaus z.T. gut ausgeprägten, feuchten und älteren sekundären Moorbirken-Moorwald (VUS) tritt die Art auf. Im hochgelegenen Birken-Moorwald der Oberbreitenau trat sie nur im von Moorbirken umgebenden Hochmoorheide-artigen Moorzentrum auf, fehlte aber im ausgedehnten und gut ausgeprägten, minerotrophen Moorbirken-Moorwald. Im Haidfilz hingegen trat sie nur im feuchten, schattigen Moorbirken-Wald eines Grabens bzw. einer Senke am Rand abgebauter Flächen auf, nicht aber im ausgedehnten, verheideten Birken-Sukzessionswald auf oberflächlich trockenen Torfrücken. Welche speziellen Anforderungen sie an Moorbirken-Lebensräume auf Torf stellt, kann daher anhand der vorhandenen Daten nicht abschließend beantwortet werden (Müller-Kroehling 2014).

Trechus pilisensis wird bei den Auwäldern in Bezug auf die Literatur ausführlicher besprochen. In der Literatur (z.B. Koch 1989) finden sich praktisch keine Hinweise auf ein regelmäßiges Vorkommen in Mooren, doch ist sie in Polen „humicol und an ziemlich feuchte Wälder gebunden“ (Pawlowski 1975).

<i>Trechus pilisensis</i>	BSL: 86,7840 (<0,0001); Moore: CVP: 19,7336	Moore: FIMA>FH>FIM> BPV> MWA; zusammen: ALN>AW>QSS >AB>SQS	FH, WS, OM: neg., HMA: neg., MWA, CVP, BPV, FIM, FIMA, FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, QSS, SAL, PRF, STA, OM: neg.	F>4, SI(>50)	Au; Höchster HT: CVP	<5°: n.s.
---------------------------	--	---	--	--------------	----------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	--

Das Habitatspektrum der Art beinhaltet neben mineralischen Feuchtwäldern offenbar auch Moorwälder, sofern sie nicht rein ombrotroph sind, wie zum Beispiel Fichten-Moor(rand)wälder, die im Chi²-Test in Form des CVP den relativ höchsten Wert der Art im Bereich der Moore als gewisse Affinität ausweisen, der auch den höchsten HT insgesamt darstellt.

Moore allgemein

Dyschirius globosus ist eine Art mit grabender Lebensweise, die in verschiedenen Lebensräumen auftreten kann und dabei nach Hurka (1996) „indifferent gegenüber Schatten“ ist, und wird auch beim Bruchwald besprochen. GAC (2009) stuft sie in allen Regionen als „eurytop“ ein, was sich auch mit der Einschätzung von Marggi (1992) deckt, dem zufolge sie aber „besonders“ häufig auf Torfboden“

gefunden wird. Das stimmt mit den Angaben für Schleswig-Holstein (Irmeler & Gürlich 2004) überein, wo die Art höchste Abundanzen auf Nieder- und Hochmoorstandorten erreicht, in offenen Lebensräumen, und als tyrophophil eingestuft wird. Hurka (1960) zählt sie zu einer Gruppe von Arten, die in Hochmooren ebenso häufig wie in anderen Lebensräumen vorkommen, also gegenüber den speziellen Bedingungen des Hochmoores unempfindlich, aber nicht an diese gebunden sind, und mithin „auf vielen feuchten Biotopen, oft auch in Hochmooren“ lebend.

Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren und Heiden neben letzteren auf „toten Torfen“ oligo- und mesotropher Moore, sowie auf Regenerationsflächen oligotropher Moore. Främbs (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren zwar im „degenerierten“ Teil abundanter, aber auch im „natürlichen“ Teil dieses Hochmoores fest, ferner auch abundant im abgebauten Moor. Irmeler et al. (1998) fand sie in fast allen unterschiedlichen Einheiten eines renaturierten Hochmoores in Schleswig-Holstein, am abundantesten im „bewässerten Hochmoor“ und regenerierenden Torfstich, und fehlend nur im „Randbirkenwald“.

Im Wurzacher Ried des baden-württembergischen Voralpenlandes (Mossakowski 1973) trat die Art nur auf „toten Torfen“ auf. Bauer (1982) fand sie in diesem Naturraum sehr abundant in der gemähten und der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor, etwas abundanter in letzterer.

Regelmäßig wird sie auf Niedermoorstandorten wie in Bruchwäldern (sh. dort) oder in Niedermooren nachgewiesen.

<i>Dyschirius globosus</i>	FH: 99,5306 (<0,0001)	Moore: OM>HMH> ORG>OMBR> HMO; zusammen: OM>HMH> BRUS>BRUS> NMO	FH, NDW, ORG, (WS), AB, AW, (ALNS), SAL, STA, CEA, NMO, (SAN), BRUS, BRUSI, BRU, NM, OM, OMBR, HMA, HMH, MHO, MWA, MWSI: (neg.), PMS: (neg.)	TO, A, F>3	Au; Höchster HT: NMO	<5°: n.s.
----------------------------	--------------------------	---	--	------------	-------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	<	<	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert weist die stärkste Affinität zu Feuchthabitaten auf und spiegelt damit wider, dass die Art neben Mooren auch Auwälder u.ä. Feucht-Lebensräume als Habitat nutzen kann, wie Hurka (1960) es beschreibt. Allerdings bevorzugt die Art mehreren Quellen zufolge organische Standorte, so dass maximale Affinität für das Konvolut ORG wohl zutreffender wäre. Faktorenbezogene Affinitäten bestehen für Feuchtigkeit und Torf, was vorgenannte Einschätzung bestätigt. An zweiter Stelle folgen (im Moor-Kontext) offene Moore (OM). Höchster HT insgesamt sind offene Niedermoore (NMO). Auf HT-Ebene weist die ISA innerhalb der ombrotrophen Habitate offene Hochmoore und im groben Vergleich der HTB3 offene Moore (im Vergleich zu bewaldeten) als von der Art indizierten Lebensraum aus.

Agonum fuliginosum ist eine hygrophile Art der Feuchtwälder, beschatteten Ufer und Sümpfe (Hurka 1996), die neben Au- und Bruch- (sh. dort) auch mineralisch beeinflusste Moorwälder sowie mesotrophe Moore (Koch 1989) besiedelt. In Schleswig-Holstein kommt sie nach Irmeler & Gürlich (2004) „an allen feuchten und nassen Standorten vor, unabhängig vom pH-Wert des Bodens und der Beschattung“, die höchsten Abundanzen werden im nassen Erlenbruch und nassen Hochmoor erreicht. Sie wird dort daher trotz des verbreiteten Vorkommens in anderen Feuchtlebensräumen als „euhygrophil und eutyrophophil“ und Art der „feuchten Standorte auf Torf“ eingestuft. Die Art kann mithilfe einer „physikalischen Kieme“ unter Wasser atmen und so bis zu 70 Tage Submersion überstehen (Palmen 1948, Palmer 1945 in Gruschwitz 1983). Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)). Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für tyrophophil.

Nach Renkonen (1938) ist sie in finnischen „Bruchmooren“ sehr verbreitet und bevorzugt dort „besonders nasses, lockeres *Sphagnum*.“ Krogerus (1960) fand sie in „Weiß-, Braun- und Bruchmooren“, nicht aber in „Reisermooren“ (=ombrogenen Mooren, Hochmooren). Isaksson (2007) stellte sie in einem schwedischen Niedermoor [„rich fen“] in recht hoher Stetigkeit fest.

In einem nordböhmisches Feuchtgebiet erreichte sie relativ höchste Abundanzen im mineralischen „Erlensumpf“, und trat ferner im Birken-Moorwald und Übergangsmoor auf (Hurka 1960, Hejkal 1990).

Sie ist Mossakowski (1970b) zufolge in Mooren auf minerotroph beeinflusste Standorte begrenzt. Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren in Schwingdecken und Regenerationsflächen und sowohl in meso-, also auch in oligotrophen Mooren, wobei die höchsten Stetigkeiten in Schwingdecken erreicht wurden. Die Art trat in drei nordwestdeutschen Hochmoorgebieten in veränderten Hochmooren und feuchten *Calluna*-Heiden auf, weniger im Moorwald, und auch nicht auf der intaktesten Fläche, auf der *A. ericeti* noch vorhanden war (Buchholz et al. 2009). In zwei nordwestdeutschen Hochmooren (Främb's 1993) kam sie nur im „degenerierten“ Teil des einen und im abgetorften anderen Hochmoor vor, nicht im „natürlichen“ Teil des ersteren. In einem renaturierten Hochmoor Schleswig-Holsteins (Irmeler et al. 1998) war sie im „bewässerten Hochmoor“, regenerierenden Torfstich, im „Leegmoor“ und im „zentralen Birkenmoor“ abundant vertreten, ferner im „nassen Pfeifengrasmoor.“

Von Wasner (1977) wurde sie im Federsee-Moor am stärksten in den Großseggenrieden gefangen, ferner v.a. in den Weidengebüschen. Wasner (1973) berichtet vom Fund im Schilfgürtel, im Seggenried und „auch auf schlammigem Substrat im Zwischenmoor.“ Auch Schneider (1991) listet sie aus diesem Moorgebiet für verschiedene Niedermoor-Lebensräume und „offenes Zwischenmoor“, nicht jedoch für das (verheidete) Hochmoor.

Die Art tritt mit hoher Stetigkeit und Abundanz in Erlen-Bruchwäldern und Niedermooren auf (sh. beim Bruchwald).

<i>Agonum fuliginosum</i>	BRSI: 137,3398 (<0,0001); Moore: FH	<u>Moore:</u> ORG>OMBR> MWA>FIM> FIMA; <u>zusammen:</u> BRUS>FH> ORG>BRU>AB	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, CRS, MWA, MWSI, MWP, VUB, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, QSS, STA, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	TO, TM30, A, F>4, (SR<1), MM>1	Au; Höchster HT: NMO	<5°: n.s.
---------------------------	--	---	---	--------------------------------------	-------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	--

Der höchste Chi²-Testwert in der Moor-Testreihe, erreicht für Feuchthabitate, deckt sich mit den Angaben in der Literatur, die eine Feuchtgebietsart beschreiben, die auch, aber nicht exklusiv, in Mooren vorkommt, und hier v.a. in mineralisch beeinflussten Mooren, sowohl offenen als auch bewaldeten. Das Konvolut der Habitate organischer Böden rangiert innerhalb der Moor-Testreihen an zweiter Stelle. Höchster HT-Testwert sind offene Niedermoore (NMO). In der ISA fehlen positive Testwerte zu Moor-Habitaten (und werden z.B. für Bruchwaldstandorte erreicht, sh. dort).

Carabus arvensis ist eine Art verschiedener Nadelwald-Typen (sh. in den Abschnitten Fichten- und Kiefern- sowie auch beim Eichenwald), wird regelmäßig aber auch im Kontext der Moore genannt. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg (Trautner 1996a) sind frische Nadel- wie Laubwälder als Haupt- und trockene Nadel- wie Laubwälder als Nebenvorkommen aufgeführt, Vorkommen im Offenland oder auch in Mooren sind nicht aufgeführt. In Großbritannien ist es „v.a. eine Art offener Heiden und des Moorlandes“ (Luff 1998). In den Niederlanden kommt sie in verschiedenen Ausprägungen armer Moore vor, allerdings in geringeren Stetigkeiten und Abundanzen als in trockenen Heiden; daneben lebt sie u.a. auch in trockenen und feuchten Nadelforsten, Eichen-Birken- und Eichen-Buchenwald (Turin 2000).

Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren und Heiden neben hoher Stetigkeit in anmoorigen und Sandheiden in ebenfalls hoher Stetigkeit und Aktivitätsdichte auf „toten Torfen“ oligo- und mesotropher Moore. Mossakowski (1964a) bezeichnet sie als in Schleswig-Holstein „auf mit *Calluna* bewachsenem Torf ebenso häufig wie auf sandigem Boden, und ganz vereinzelt auch in den mit *Molinia* durchsetzten Sphagnumrasen“ gehend. Im Dosenmoor Schleswig-Holsteins (Irmeler et al. 1998) kommt sie in den meisten Teilbereichen vor, am abundantesten im „Heidemoor“.

Sie ist auch in den Mittelgebirgshochmooren des Thüringer Waldes präsent (Hartmann 2001, Albrecht 2002). Auch aus dem Oberen Westerzgebirge wird sie als „subdominante“ Art eines Hochmoores gemeldet, aus verschiedenen Nadel(moor)wald-Typen (Kleinsteuber 1969). Aus den Rhönmooren gibt es Funde nur vereinzelt vom Rand der Moorzone bzw. von angrenzendem, mineralischen Grünland (Frisch 1995).

In den Missen des Nordschwarzwaldes (Rausch 1993b) trat sie nicht auf. In einem hochmontanen Gebiet des Südschwarzwaldes fand Molenda (1989) sie nur auf einer der Probestellen abundant, einem Borstgrasrasen mit Preiselbeere und mit Mulden an Schneefeldrändern und langer Schneelage. Im Schönbuch kommt sie u.a. in Fichtenforsten vor und meidet feuchte Stellen eher, kommt aber in einer Vermoorung („Hochmoor“) vor (Baehr 1980).

Hölzel (1967) stuft sie als „Rückwanderer über weite Distanz“ ein und fand sie in der Rasse *noricus* in einem alpinen Latschenhochmoor und seinem Umfeld in den österreichischen Alpen. In Frankreich tritt die Art „in den Heiden, Mooren und Kiefernwäldern“ auf (du Chatenet 2005).

<i>Carabus arvensis</i>	KFH/HLH: 180,9342 ($<0,0001$); Moore: VUG 17,2301 ($<0,0001$)	<u>Moore:</u> NDW> VUG>PMS; <u>zusammen:</u> NND>HL> FIKBO>H/F> NDW	LH, NND, NDW, HL, (HLW), HLH, H/F, KFH, BKH, (FINBO), FIKBO, HLMO, HLBLKMO, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, SHK, VUG, PMS	TO, SR<1, T<6	Fichte, Kiefer; Höchster HT: KFH/HLH	<5°: 9,7685 (0,0018); <6°: 13,4247 (0,0002)
-------------------------	--	--	--	---------------	--	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	--

Die Art kann aus der Literatur als Mehrlebensraumbewohner saurer bzw. nährstoffarmer, meist licht bewaldeter Habitate verstanden werden. Der höchste, aber nicht hohe Wert in den χ^2 -Testserien wird innerhalb der Moor-Lebensräume für die Rauschbeer-Moorheide (VUG) erreicht, höchster Wert überhaupt für das Habitat der Hochlagen-Kahlflächen aus der Habitatgruppe der Fichtenwälder (KFH bzw. HLH), also letztlich auch ein Heide-artiges Habitat. Die Rauschbeerheide auf Torf (VUG) ist den χ^2 -Werten zufolge das Habitat, das dem Optimalhabitat in Mooren am nächsten kommt. Sie kann, wie in der Wildau bei Sonnen, die dominante Art in dichten Latschenfilzen (PMS) sein. Die Art präferiert den Tests zufolge saure, kalte Standorte.

Pterostichus minor ist eine stark hygrophile Art (Koch 1989, GAC 2009, Marggi 1992), die neben Bruchwäldern (sh. dort) und vegetationsreichen Ufern u.a. minero- bis mesotrophe Moore besiedelt (Koch 1989, Hurka 1996). Ermisch & Langer (1932) betrachten die Art im sächsischen Vogtland als tyrphophil. *P. minor* ist „sehr hygrophil“ (Stufe 8 nach Alf (1990)) und reagiert sehr empfindlich auf einen gestörten Wasserhaushalt (Frisch 1995). Baguette (1993) zufolge präferiert sie in südbelgischen Wäldern nasse, oligotrophe Wälder auf Torf.

In Skandinavien lebt sie neben Vorkommen in Bruchwäldern auch in nassem *Sphagnum* (Lindroth 1949). Krogerus (1960) fand sie nur in Bruchmooren, nicht in Reiser-, Weiß- oder Braunmooren. Renkonen (1938) zufolge lebt in den finnischen Bruchmooren „zum größten Teil im nassen Sphagnetum, auch in *Mnium*-Beständen und unter Streu auf Schlamm Boden.“

In den überwiegend entwässerten und abgetorften, z.T. wieder eingestauten atlantischen Mooren Nordwestdeutschlands (Mossakowski 1970a, Aßmann 1982, Grundmann 1991, Irmeler et al. 1998, Buchholz et al. 2009) ist sie v.a. in Schwingdecken am stetigsten und abundantesten verbreitet, wie insbesondere solchen Flächen, die nach Abbau wieder eingestaut wurden, während sie in intakten, d.h. nicht abgetorften Hochmoorbereichen eher fehlt. Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren sowohl in Schwingdecken, Regenerationsflächen, als auch „toten Torfen“, sowohl in meso-, also auch in oligotrophen Mooren, wobei die höchsten Stetigkeiten in Schwingdecken erreicht wurden. Irmeler et al. (1998) stellte sie in fast allen Teilbereichen eines renaturierten Moores Schleswig-Holsteins fest, am abundantesten im „Leegmoor“ und nur im „Randbirkenwald“ fehlend. Främbs (1993) fand sie nicht im „natürlichen“ Teil eines Hochmoores, sondern im „degenerierten“, und abundanter im abgebauten Hochmoor. Grundmann (1991) führt sie für die Kombination „Pfeifengras

und Heide“ an. Aßmann (1982) stellte sie in verschiedenen Bereichen vereinzelt, und etwas abundanter in nassen Schwingrasen eingestauter Handtorfstiche und der Verlandung anderer Moorgewässer fest. Buchholz et al. (2009) fanden sie am abundantesten in Pfeifengras-Beständen und lichten Birken-Moorwäldern.

Im Federseeried (Wasner 1973, Schneider 1991) kommt sie in den verschiedenen Verlandungsgesellschaften wie insbesondere Schilfbeständen und Seggenrieden vor, und fehlt auf der verheideten Hochmoorfläche. Bauer (1982) stellte sie (in Einzeltieren) nur in der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest.

Frisch (1995) fand im Roten Moor der hessischen Rhön, dass die offene Sphagnetum magellanici-Gesellschaft des Hochmoores „keineswegs gemieden“ wird, doch ist das Rote Moor an keiner Stelle mehr ganz intakt (vgl. Frisch 1995, Frisch & Müller-Kroehling 2012). In den entwässerten und initial renaturierten Hochlagen-Mooren des Thüringer Waldes (Albrecht 2002) kommt sie überwiegend vor, wenn auch wenig abundant, und nur in den neueren Aufnahmen, möglicherweise bereits von den ersten Renaturierungsmaßnahmen profitierend. Platen (1994) fand sie in einem Hochmoorgebiet am Brocken nicht. In einem nordböhmischen Moor- und Sumpfgebiet (Hejkal 1990) trat sie am häufigsten in Übergangsmoor und Erlenbruchwald auf.

Stegner (1999) sieht eine Präferenz für und einen „Verbreitungsschwerpunkt in Zwischenmooren (u.a. Tietze 1997, in Stegner 1999). In dem von Meißner (1998) untersuchten Berliner Niedermoorkomplex trat sie mit großer Stetigkeit und in mittleren Abundanzen auf.

Die Art ist flügelmorph und flugfähig, ja gut ausbreitungsfähig, wie Funde in Küstengenist (Turin 2000) und auf Inseln zeigen (vgl. Topp 1988).

<i>Pterostichus minor</i>	BRSI: 162,1547 ($<0,0001$); Moore: FH	<u>Moore:</u> ORG>OM >OMBR>HMA> HMI; <u>zusammen:</u> BRUS>FH> CEA>BRU> ORG	ORG, FH, OMBR, (WS), OM, HMA, HMI, SPM, CRS, (VPR), (PMS: neg.), VPS, VUP, FIM: neg., (VUB), AB, ALN, ALNS, STA, CEA, OWG, NMO, BRUS, BRSI, BRU, NM, OM	TO, TM30, A, F>4, MM	Au: Höchster HT: CEA	<5°: 5,5539 (0,0184) (neg.); NN=300-900: 17,8430 ($<0,0001$)
---------------------------	---	--	---	-------------------------	-------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	--

Der höchste χ^2 -Wert im Hochmoor-Kontext für das relativ unspezifische Konvolut der Feuchthabitate stimmt mit der Literatur überein. Intakte Hochmoore werden laut Literatur weitgehend gemieden und stattdessen minerotroph beeinflusste, nasse Bereiche bevorzugt, wie sie durch Einstau abgetorfte Flächen entstehen können. Es sind vegetationskundlich wenig spezifische Lebensräume, die trophisch und hydrologisch Gemeinsamkeiten mit Nieder- und Übergangsmooren und Bruchwäldern aufweisen. Affinität besteht zu Torf, Torfmoosdeckung und nassen Flächen sowie Moormächtigkeit, zu Kälte hingegen nicht.

Acupalpus flavicollis hat einen Lebensraum u.a. in Niedermooren (Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009), und wird dort (sh. Abschnitt Bruchwald) auch behandelt. Sie ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)). Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Lindroth (1949) zufolge ist sie in Skandinavien „weniger oft in Torfmooren und dann an kahlen, feuchten Flächen zwischen den *Sphagnum*-Bulten“ zu finden. Ermisch & Langer (1932) bezeichnen sie im sächsischen Vogtland als tyrophil. Främbs (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren nur im „degenerierten“ Teil eines Hochmoores und in einem abgebauten Moor fest.

<i>Acupalpus flavicollis</i>	NMO: 119,2913 (<0,0001); Moore: HMO: 77,9532 (<0,0001)	Moore: OM>HMA> ORG>FH> NDW; zusammen: NM>HMO>OM >BRSl>BRUS	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMO, NMO, BRUS, BRSl, NM, OM	Keine	Au: Höchster HT: NMO	n.t.
------------------------------	---	--	--	-------	----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	K	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	--

Es handelt sich um eine Art, die in Mooren offene, mineralisch beeinflusste Ausprägungen bevorzugt, was aus den Testwerten zum Ausdruck kommt.

Die Literatur zu *Epaphius secalis* wird bei den Bruchwäldern ausführlicher besprochen. Sie besiedelt feuchte, offene und bewaldete Lebensräume (Hurka 1996, GAC 2009). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktvorkommen für Berlin in Feucht- und Nasswäldern, mit Nebenvorkommen in oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation (was auch die Hoch- bzw. Übergangsmoore umfasst). Koch (1989) und Marggi (1992) erwähnen auch Moore als Lebensraum. Die Art besitzt nur mittelstarke Hygrophilie (Stufe 5 nach Alf (1990) und Stufe 6 auf einer 8-stufigen Skala bei Sustek (2003)). Hurka (1996) zufolge sind die Habitats „feucht bis halbfeucht“. Sie ist flugunfähig (Turin 2000).

In Skandinavien ist es „vorwiegend eine Waldart, die Beschattung, mäßige bis ausgeprägte Feuchtigkeit und +- starken Humusgehalt des Bodens fordert“ (Lindroth 1949). Aus Finnland berichtet Renkonen (1938) vom Vorkommen in Fichten- und Birkenbrüchern, allerdings bevorzugt „in hainartigen Bruchwäldern mit dünner Torfschicht auf Lehmboden.“ Ein solcher wird „deutlich vorgezogen“, sie kommt aber auch „auf sandgemischter Erde sowie auf Torf“ vor (Lindroth 1949). Krogerus (1960) fand sie in Reisermooren mit *Calluna*, also verheideten Hochmooren, Reisermooren mit *Betula nana* und Braunmooren (Niedermooren), nicht hingegen in Bruchmooren.

Schneider (1991) meldet die Art aus überwiegend verheideten, offenen Hochmooren des Voralpenlandes (Baden-Württembergs). Im Wurzacher Ried (Mossakowski 1973) trat sie nur auf den „toten Torfen“ auf. Im Federseemoor fand Wasner (1974) sie „im *Sphagnum* und der schilfreichen Variante des Zwischenmoores.“

Irmeler & Gürlich (2004) fanden die Art in Schleswig-Holstein u.a. regelmäßig auch im „Heidehochmoor“. In vielen der Aufnahmen aus nordwestdeutschen Hochmooren, die vielfach zu erheblichen Teilen verheidet sind, fehlt die Art jedoch (z.B. Peus 1928, Aßmann 1982, Grundmann 1991, Främb's & Mossakowski 2001, Buchholz et al. 2009).

In den Niederlanden (Turin 2000) kommt sie in Eichen-Birken-Wäldern und feuchten bzw. nassen Laubwäldern und -gebüsch vor, ferner auch auf ungedüngtem Feuchtgrünland. In Großbritannien kommt sie ebenfalls in „feuchtem, unbewirtschaftetem Grasland und Wäldern“ normalerweise niedriger Lagen vor.

Platen (1994) fand am Brocken ein Einzeltier im Fichten-Moorwald-Randgehänge des Hochmoores mit „typischer Reisermoor-Vegetation.“ In den Hochmooren des Thüringer Waldes (Albrecht 2002) wurde sie (mäßig abundant) nur im Saukopfmoor gefunden, als einzigem Sattelmoor und einzigem der Moore mit einem gut ausgeprägten Randlag (Albrecht 2002). Im Bereich des Roten Moores und seiner Umgebung wurde sie abundant nur auf einer Fichten-Kahlschlagsfläche auf Mineralboden gefunden und als „tyrphoxen“ eingestuft (Frisch 1995).

Im Feuchtgebietskomplex „Soos“ Nordböhmens (Hurka 1960, Hejkal 1990) kommt sie sowohl in offenen wie bewaldeten Habitattypen, und sowohl auf Torf wie auf Mineralboden vor, bevorzugt jedoch auf Heideflächen auf Torf. Roubal (1934) zufolge ist die Art auf toten Torfen „gemein“ (in Wasner 1974).

<i>Epaphius secalis</i>	FH: 70,4757 (<0,0001); Moore: FH>HMO> (VPS)	Moore: HMO>HMH> ORG>HMA> OM; zusammen: AB>OWG>AW> ALN>HMO	ORG, FH, (OMBR), OM, HMA, HMH, HMO, (PMS), FEUES, AB, AW, ALN, ALNS, SQS, SAL, FRU, PRF, EF, STA, OWG, WHI, SAN, BRUS, BRSI, BRU, OM	Keine	Au: Höchster HT: OWG	<5°: n.s.
-------------------------	--	--	--	-------	----------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	K	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	--

E. secalis erreicht recht hohe Treue-Werte für mineralische Feuchtwälder (ohne Bruchwälder) und weist den χ^2 -Maximalwert für Feuchthabitate auf, beides eher weit gefasste Gruppen. Insgesamt höchster HT der Art ist das Ohrweidengebüsch (OWG). An zweiter Stelle (innerhalb der Moore) kommen mäßig gestörte, offene Hochmoore (HMO) zum Tragen, was zwar in Einklang mit den Literaturangaben für dieses Teilhabitat ist, aber einen bemerkenswerten Kontrast in Bezug auf die Habitatbedingungen zu mineralischen Feuchtwäldern wie beispielsweise auch Ohrweidengebüschen darzustellen scheint. Diese Art besiedelt demnach ein „mehnteiliges Habitat“, das nur über einen mäßigen „gemeinsamen Nenner“ zu verfügen scheint. Auch zu Habitatfaktoren wie Nässe bzw. Feuchte wird entsprechend keine Affinität ermittelt.

A.5.8.2. Nicht oder zu selten in der Datenbank vorhandene Arten mit möglichem Bezug zum Habitattyp

Pawlowski (1975) stuft *Trechus montanellus* als „sphagnophil oder muscicol“ ein, so dass diese Art zumindest auch in Mooren vorkommt. Nach Hurka (1996) kommt sie „sehr selten und sehr lokal“ vor, und zwar „in feuchten bis nassen Habitaten, gegenüber Beschattung indifferent: Wälder, Bachläufe; Bergland.“ Koch (1989) nennt als Habitatanforderungen „in Waldstreu und Moos.“ Sie lebt ausgeprägt montan, „im Walde bei 1.000 m und höher“ (Burmeister 1939).

Thiem (1904) fand sie am Rachel auf 1320 m NN. Apfelbacher (1988) erwähnt Fundorte im Wald- und Moor-Kontext.

Eigene Nachweise der Art gelangen an vier Probestellen, alle nach Datenschluss, so dass sie hier nur nachrichtlich mitgeteilt werden können. Alle Probestellen, in zwei Moorgebieten, liegen in Hochlagen zwischen 915 und 1020 m NN, und sind extrem nasse Moore. Die Moor-Mächtigkeit schwankt zwischen 0,55 m und 2,20 m, die Beschirmung zwischen 1% und 55%. Drei der Probeflächen sind als bis auf einzelne Krüppel-Fichten offene (Quell-)moore der Hochlagen, einer als Karpatenbirken-Moorwald zu kennzeichnen. 11 Tiere (6, 4 und 1) wurden in drei offenen Probestellen, drei Tiere im Moorwald nachgewiesen.

Das Vorkommen von *Agonum munsteri* in Bayern ist unsicher. Es gibt je einen Nachweis aus sehr grenznahen Standorten in entgegengesetzten Landesteilen Bayerns, im Raum Rehau (Hofmann et al. 2001; allerdings erwähnt Hurka (1996) die Art für Tschechien nicht) und aus dem Allgäu, auf baden-württembergischer Seite, unweit der bayerischen Grenze (Persohn, mdl. Mitt. 2011), was allerdings der einzige Fund auch in Baden-Württemberg ist (Trautner et al. 2014). Jedenfalls kann das Vorkommen der Art in Bayern nicht ausgeschlossen werden. Krogerus (1960) fand die Art in Skandinavischen Mooren ausschließlich in sauren Niedermooren („Weißmooren“). Lindroth (1986) nennt für Skandinavien „ombrotrophe Moore, normalerweise am Ufer kleiner dystropher Seen und Teiche, im nassen Torfmoos vorkommend“, nach Krogerus (1960) ist sie kälte- und deutlich säurepräferent (pH 4,0-5,0). Mossakowski (1978) berichtet von Funden aus norddeutschen Mooren aus regenerierenden Hochmoor- und Randbereichen von Hochmooren. Stegemann (2002) vermerkt ihr Vorkommen in mecklenburgischen Kesselmooren.

A.5.8.3. Arten der Kontaktbiotope

Offene Hochmoore und ihre Degenerationsstadien

Wie alle offenen Lebensräume wurden die offenen Hochmoore v.a. als Kontakt- und Pendant-Habitate einbezogen, sind jedoch aus verschiedenen Gründen (Erhebungen zum Hochmoorlaufkäfer u.a.) besonders gut im Datenbestand repräsentiert, was auch ihrem guten Bearbeitungsstand laut Literatur entspricht.

Hochmoore, alle (HMA)

Agonum ericeti gilt als spezialisierte Art offener, ombrotropher Armmoore und speziell Hochmoore (Lindroth 1986, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009, Främbs 1994). Hurka (1996) sieht hingegen „Torfmoos-Moore aller Typen“, und Koch (1989) neben oligo- auch minerotrophe Moore als Lebensraum an. Trautner (1996a) führt die Art im Zielartenkonzept Baden-Württemberg für Hoch- und Übergangsmoore einschließlich der Moorheiden an, mit Hauptvorkommen in Hochmooren. Krogerus (1960) und Mossakowski (1970b) haben eine Bindung an niedrige pH-Werte aufgezeigt, und auch im Laborexperiment ist *A. ericeti* auf sehr saure pH-Bereiche (3,6-4,2 bzw. 3,3-4,4) beschränkt (Krogerus 1939 in Paje & Mossakowski 1984, Paje & Mossakowski 1984).

Die Angaben zum konkreten Vorzugshabitat in Hochmooren sind z.T. unterschiedlich. Nach Müller-Motzfeld (2006a) kommt *A. ericeti* „im *Sphagnum*-Schwingrasen weitgehend intakter Hochmoore vor.“ Lindroth (1986) beschreibt für Skandinavien Vorkommen sowohl in nassen Torfmoosrasen als auch auf „ziemlich trockenen Böden“, z.B. in Bulten mit *Calluna* und *Vaccinium*. Auch Koch (1989) nennt beide Mikrohabitate, sowohl nasses *Sphagnum* als auch „unter Flechten“, also auf zumindest oberflächlich trockenen Flächen. Oft zeigt die Art besonders hohe bzw. höchste Abundanzen in verheideten, oberflächlichen trockenen Hochmooren (Peschel 1994), doch fand Mossakowski (1973) sie im Voralpenland Baden-Württembergs „in großer Zahl auf der Hochmoorfläche“ (die als intakt beschrieben wird, wenn auch oberflächlich z.T. verheidet bzw. als Stillstandskomplex mit viel *Calluna*), und nicht in den abgetorfte n Bereichen. Mossakowski (1970a) beobachtete die Art in atlantischen Mooren sowohl in Schwingdecken, Regenerationsflächen als auch „toten Torfen“, überwiegend in oligo-, aber auch in mesotrophen Mooren, wobei maximale Stetigkeiten in allen oligotrophen Mooren, und höchste Aktivitätsdichten in den Regenerationsflächen, und an zweiter Stelle in Schwingdecken erreicht wurden. Mathyl (1990) fand sie in hoher Abundanz im verheideten Gölde nitzer Hochmoor Mecklenburgs. Jansen (1998) vergleicht umfangreiche Daten zur Aktivitätsdichte in verschieden stark veränderten Hochmooren aus verschiedenen Gebieten und Erhebungen; aus dem Auftreten in hohen Aktivitätsdichten sowohl in intakten wie auch stärker veränderten Hochmooren, wie auch dem Auftreten in geringer Aktivitätsdichte in intakteren, wird dabei ersichtlich, dass eine einfache Beziehung zwischen der Intaktheit und der Aktivitätsdichte nicht besteht. Selbst diese in ihrem ganzen Areal tyrphobionte Art eignet sich mithin weder quantitativ noch qualitativ ohne weiteres als „Intaktheitszeiger“.

Viele Moorarten verlieren im Nordteil ihres Areals mehr oder weniger stark die Bindung an Moore (s.o.), was jedoch nicht für *A. ericeti* zutrifft. Krogerus (1960) zufolge kommt die Art in Skandinavien in Reisermooren und Weißmooren, also in Hoch- und auch sehr sauren Niedermooren vor. Hingegen fand Renkonen (1938) sie in Finnland in „Braunmooren“, also etwas reicheren Niedermooren. Auch Isaksson (2007) stellte sie in zwei reicheren schwedischen Niedermooren [„rich fen“] fest. Möglicherweise ist die Bindung an Hochmoore im Nordteil des Areals geringer, vgl. auch Kvamme (1976) mit Funden in Hoch- und Niedermooren Norwegens. In Wales ist sie für ungenutzte [„unmanaged“], ombrotrophe Hoch- und Deckenmoore charakteristisch (Holmes et al. 1991, Holmes et al. 1993), kann allerdings auch in durch Torfabbau geschädigten Mooren persistieren, zumindest, solange intakte Bereiche angrenzen (Holmes et al. 1991). Nach De Vries & den Boer (1990) sind 200 m die maximale Distanz, die sie von intakten Habitaten aus überbrücken kann.

Torfmoos-Bulte haben eine besondere Bedeutung im [ursprünglichen] Lebensraum der Art (Gerken 1983, Burmeister 1990, Främbs 1994, Drees et al. 2007), möglicherweise ist die Bindung daran aber in weniger nassen Torfflächen nicht so stark. Främbs (1994) beschreibt die Bulte als Überwinterungsquartiere und sieht einen räumlichen Zusammenhang zwischen diesen und nahe gelegenen Schlenken als Ausstattung eines optimalen Lebensraumes an.

Främbs (1988, zitiert Mossakowski 1970b) bezeichnet *A. ericeti* als „licht- und wärmeliebend.“ Lindroth (1949) hält sie ebenfalls für „ausgesprochen heliophil“ und führt dies (unter Verweis auf Krogerus

1939) auf das Bedürfnis nach einer „starken sommerlichen und täglichen Insolation“ zurück. Moorwald wird von Kleinsteuber (1969) als Habitat aufgeführt, und zwar „nahezu ausschließlich auf den Moorkiefernwald beschränkt“ und hier deutlich bevorzugt „in den sphagnumreicheren, freien Flächen zwischen den Latschengruppen.“ Auch Paill et al. (2006) beobachteten *A. ericeti* in vergleichbaren Habitaten („lichtoffener Spirkenbestand“ und „schlenkenreicher, von Latschen licht bestandener Standort“). Im Wurzacher Ried (Mossakowski 1973) trat die Art in ähnlicher Aktivitätsdichte im Latschenfilz (20-30% Deckung, bis 1,50 m hoch) wie im offenen Hochmoor auf. Auch in Skandinavien werden Waldstandorte nicht völlig gemieden: fossile Funde in Finnland zeigen ein Vorkommen in verschiedenen, auch überwiegend waldreichen Stadien der Moorentwicklung (Koponen & Nuorteva 1973). Kvamme (1976) fand die Art in Norwegen nicht nur in offenen Mooren, sondern auch im Moor(rand)wald. Niemelä et al. (1988) meldeten die Art in der südfinnischen Taiga auch aus „Wirtschaftswald“, zweifellos auf Moorstandort.

<i>Agonum ericeti</i>	HMA: 197,7850 (<0,0001)	OMBR>ORG> OM>SPM> HMH	ORG, FH, NDW, OMBR, WS neg., OM, HMA, HMI, HMH, SPM, SPS, MWA, MWSI, MWP, VPR, PMS, VPS	TO, TM30, A, F>4, MM>3,	-; Höchster HT: SPM	<5°: n.s.
-----------------------	----------------------------	-----------------------------	---	----------------------------	------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	++	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	++
-----------------------------	---	---	----	---	---------------------------------	----

Die Treue für Moorhabitate ist vollständig (100%), die Stetigkeit und Treue für Moorwald aller Typen auch recht hoch. Der höchste Chi²-Testwert wird für das Konvolut aller Habitats auf Hochmoorstandorten erreicht, also intakter, regenerierender und auch verheideter Hochmoorflächen. Dies bestätigt die Mehrzahl der Literaturangaben dahingehend, dass die Art auch auf verheideten, oberflächlich trockenen Hochmoorflächen hohe Aktivitätsdichten erreichen kann. Affinitäten zu Schlüsselmerkmalen der Moore bestehen dennoch zu hoher Feuchtigkeit, Moormächtigkeit, und hoher Torfmoosdeckung, nicht jedoch zu Kältehabitaten. Höchster Chi²-Testwert für einen HT wird für das Sphagnetum magellanici (SPM) erzielt. Die Art stellt den sehr seltenen Fall einer Art dar, die auf allen Testebenen der ISA signifikante Werte erzielt. Der höchste IndVal wird auf HT-Ebene erzielt (allerdings durchgeführt innerhalb der Moorhabitate), und hier für sekundäre, regenerierte Bunttorfmoos-Rasen (Sphagnetum magellanici sekundär), gefolgt von der Summe aller Lebensräume auf Hochmoorstandorten in der HTB2, was mit dem höchsten Wert in der ISA übereinstimmt.

Eine große Zahl von Qualitätsmerkmalen, wie höhere Feuchtigkeit, höhere Torfmoos-Deckungsgrade, Moormächtigkeit > 3 m und extrem saures Substrat sind höchst signifikant. In Bezug auf eine Beschirmung besteht eine deutliche Präferenz für Beschirmungsgrade < 60%. Die Lebensräume müssen aber nicht ganz unbeschirmt sein. Eigene Sichtbeobachtungen der Art in kleinsten Lichtungen von Waldkiefern-Moorbestockungen im Voralpenland (unveröff.) sind mit diesem Befund ebenso in Einklang wie das Auftreten von *A. ericeti* in Allgäuer Moor-Naturwaldreservaten, wo die Art bis weit in die den Hochmoorkern umgebenden, lichten Spirkenfilze hinein vorkommt, und hier z.T. sogar höhere Aktivitätsdichten zeigt als im Moorzentrum (so im NWR „Schönleitenmoos“), wobei allerdings der „Grün-Effekt“ zu berücksichtigen ist (Martius 1986, sh. in der Diskussion). Kombiniert mit der Feststellung von DeVries & den Boer (1990) zum Mindestareal von 5 ha für ein mittelfristiges Überleben und der deutlich überwiegenden bis vollständigen Flugunfähigkeit der Individuen kann das Auftreten auch in kleineren Waldlichtungen so interpretiert werden, dass die umgebenden Wälder zumindest teil- oder phasenweise auch Teil des Lebensraumes sind. Allerdings endet die Habitatnutzung nach eigenen Beobachtungen und den Ergebnissen der Fallenfänge abrupt dort, wo Bult-Schlenken-Bereiche fehlen und sich die Moorbstockung mehr oder weniger vollständig schließt.

Moorheiden und Heidemoore

Stillstandskomplexe in Hochmooren sind natürliche Hochmoorheiden, und haben durch menschliche Eingriffe in Moore eine erhebliche Flächenausdehnung erfahren. Es ist denkbar, dass ein erheblicher Teil der „Heidearten“ der mitteleuropäischen Fauna, sofern sie nicht aus den atlantischen Küstenheiden stammt, von den Moorheiden herrührt (vgl. ausführlicher im Abschnitt Kiefernwald).

Hochmoore, verändert, offen (HMO)

Zu *Elaphropus walkerianus* gibt es wenige Angaben zum Habitat in der Literatur. Die selten nachgewiesene Art hat ein Areal, das sich von Spanien bis in die Slowakei erstreckt, und ist oftmals verkannt und erst spät bekannt geworden (vgl. für Deutschland erstmals in Bestimmungsschlüsseln in Müller-Motzfeld 2006a, vgl. auch z.B. Szallies & Ausmeier 2001). Müller-Motzfeld (2006a) nennt Moor- und Sumpfgebiete.

Mehrere Autoren betonen gemeinsames Vorkommen und insofern anzunehmende ähnliche Habitatansprüche mit *Bembidion humerale* (z.B. Schuler 1964, Szallies & Ausmeier 2001), indem sie „Pionierstandorte der Moor-/Torf-Schlammflächen“ bevorzugt (Szallies & Ausmeier 2001). Auch Lorenz (in Siuda 2004) fand sie an den meisten Probestellen gemeinsam mit *Bembidion humerale*. Szallies & Ausmeier (2001) stufen sie als tyrphobiont ein, und nennen *A. ericeti* und *B. humerale* typische Begleitarten. Möglicherweise spielen insofern Störstellen eine Rolle. Beispielsweise wurde die Art von Schuler (1964) in Fahrspuren gefunden, in Gesellschaft von *Bembidion humerale* und weiteren tyrphophilen Arten.

Es kann angenommen werden, dass sich hinter dem von Wasner (1974) im Federseemoor nur im Hochmoor gefundenen *E. parvulus* der zu dieser Zeit aus Deutschland noch unbekannt *E. walkerianus* verbirgt, zumal bereits Wasner (1974) das für *E. parvulus* ungewöhnliche Habitat vermerkte; im Federseemoor „zählt sie auf dem schwarzen Hochmoortorf unter *Calluna* und auf den nackten Torfflächen zu den häufigsten Carabiden des Biotops, ohne jedoch in das ‚Arboreal‘ der bewaldeten Hochmoorgebiete einzudringen“.

Andererseits wird sie in anderen Ländern als stenöke Waldart bezeichnet (Koch 1989; vgl. zusammenfassende Diskussion in Hammond 2002). Nachweise in Frankreich (Elsass) stammen v.a. aus Waldgebieten (Jeannel 1941). Auch in Großbritannien tritt sie in Wäldern auf, aber hier „normalerweise in *Sphagnum*-Mooren“ (Duff 1993), und wird von Hammond (2002) als „Waldart, die meist in Verbindung mit *Sphagnum*-Betten gefunden wird“, beschrieben. Die konkreten Fundstellen liegen „im *Sphagnum*“ (Lindroth 1974) bzw. speziell im „nassen *Sphagnum*“ (Luff 1998). Mancherorts ist sie nur noch subfossil bekannt (Duff 1993), also verschollen. Andererseits wurde sie in einem Fall auch unbeabsichtigt mit Torferde verschleppt (Williams 1997), und ist in den meisten Teilen ihres Areals wohl eher nicht relikitär verbreitet. Sie ist makropter (Hurka 1996).

Die Beschreibung der Art von Sharp (1913) charakterisiert den Fundort als „in nassem Moos am Ufer eines Bachlaufes.“ Die von Kult (1956) und Hurka (1996) für die Slowakei genannten Habitate („kiesiges Ufer eines Rinnsals, tonige Uferbank eines Baches“) fallen zwar in Bezug auf das Substrat aus dem Rahmen der genannten Habitate, zeigen aber ebenfalls einen Bezug zu Uferstandorten.

In Dehesas Spaniens (Perez Zaballos 1983) wurde die Art an einer Feuchtstelle auf Sandboden gefunden. In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie in Kiefern- und Esskastanien-Wäldern, in Ginsterheiden, an Gewässern und auf Dämmen, in Mooren, auf Tonstandorten und auf Küstendünen gefunden (Campos Gomez & Novoa Docet 2006). In Westeuropa soll sie u.a. auch auf Brandflächen gefunden worden sein (Lorenz in Siuda 2004).

Lorenz in Siuda (2004) fand sie an verschiedenen Stellen in einem Voralpenmoor mit unterschiedlichen Regenerationsstadien nach Frästorfabbau. Er beschreibt sie als „Pionierart von Torfmoorböden, besonders unter dünner Streu von Seggenhorsten.“ Die Mehrzahl der dortigen Funde liegt im Übergangsbereich zu sekundären Gehölzbeständen auf Torf.

<i>Elaphropus walkerianus</i>	HMO: 149,4991 (<0,0001)	HMA>OM> HMH>FH> OMBR	(ORG), FH, OMBR, OM, HMA, HMH, HMO	Keine	-; Höchster HT: HMO	<5°: n.s.; NN=300-450: 4,4440 (0,0350)
-------------------------------	-------------------------	----------------------	------------------------------------	-------	---------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der recht hohe Testwert in den Chi²-Testserien, erreicht für einen Habitattyp mäßig gestörter offener Hochmoore (HMO), spiegelt möglicherweise die starke Affinität der Art zu Störstellen wider. Spezielle Bindungen an für intakte Moore prägende Faktoren wie Torfmoose, Nässe und Kälte bestehen laut Chi²-Tests nicht, im Gegenteil präferiert die Art wie *B. humerale* offenbar einen eher niedrig gelegenen

Höhengürtel. Auch die ISA weist die Art für den unspezifischen, mäßig veränderten HT der HMO aus, ferner im Vergleich zu Wald auf Torf (HTB3) den offenen Mooren zu.

Im Haspelmoor (vgl. Burmeister 2004) trat die Art wie von Schuler (1964) beschrieben gemeinsam mit *Bembidion humerale* auf, in einer torfigen Spirken-Sukzessionsfläche, die aufgrund der Nähe zur ICE-Trasse regelmäßige Wasserstandsschwankungen und daher offene Torfflächen (im Mosaik mit Moorvegetation) aufwies.

Sie scheint in Süddeutschland durchaus nicht nur im Alpenvorland (Szallies & Ausmeier 2001) vorzukommen, wo sie auf nassen, relativ offenen Frästorf-Regenerationsflächen und einer Spirken-Verjüngungsfläche auf weitgehend offenem Torf gefunden wurde (eig. Funde 2001-2003, Burmeister 2003), sondern auch in der Oberpfalz, hier in Übergangsmooren (Büttner unveröff.). Weitere Untersuchungen zur Biologie und Verbreitung der Art sind sinnvoll, v.a. auch eine Sammlungsüberprüfung aus Mooren gemeldeter *Elaphropus* bzw. *Tachys*. Die Art wird regelmäßig (u.a.) mit *E. parvulus* verwechselt (vgl. z.B. Hammond 2002).

Mehrere ***Acupalpus***-Arten können im Kontext von Mooren und verwandten Feuchthabitaten auftreten (vgl. hierzu auch bei den Niedermooren im Abschnitt Bruchwald). V.a. ***A. dubius*** und ***A. flavicollis*** werden von den in Bayern vorkommenden Arten dieser Gattung häufiger als tyrphophil bezeichnet (Peus 1928, Rabeler 1931, Horion 1941, alle in Lehmann 1958, vgl. auch Burmeister 1990).

Acupalpus dubius kommt regelmäßig in Mooren bzw. auf torfigen oder anmoorigen Böden vor, ohne jedoch auf diese beschränkt zu sein, da sie u.a. auch Ufer von Stillgewässern besiedelt (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Sie hat in Baden-Württemberg laut dortigem Zielartenkonzept (Trautner 1996a) ein Hauptvorkommen in „Niedermooren/Sümpfen“, mit Nebenvorkommen in Au- sowie „Sumpf-/Bruchwäldern“, Hoch- und Übergangsmooren, Stillgewässerufeln und Röhrichten sowie feuchten Laubwäldern. Unter den *Acupalpus*-Arten hat sie wohl den stärksten Bezug zu (Hoch)Mooren, d.h. tritt am häufigsten bzw. am ehesten auch in Hochmooren auf (Folwaczny 1959). Hurka (1996) führt an erster Stelle Hochmoore, sowie Heiden und allgemein „saure Böden“ auf. Korge (1963) nennt für Berliner Moore eine „deutliche Bevorzugung mooriger und sumpfiger Stellen“ und Funde „besonders in Sphagnumflächen“, betont jedoch, dass die Art im eigentlichen Moor nicht gefunden wurde. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunkt-vorkommen für Berlin in „hygrophilen Therophytenfluren“. Für das Rheinland wird die Art als tyrphophil eingestuft (Horion & Hoch 1954), und gilt in Rheinland-Pfalz als selten und moorige Gebiete bevorzugend, wurde aber z.B. von Ludewig (1996) neben einem Schilfbestand auch auf einer dammseitigen Wiese gefunden. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art in einzelnen Exemplaren auf. Für Niedersachsen wird sie von Gersdorf & Kuntze (1957) „am zahlreichsten in austrocknenden Hochmooren (nicht im *Sphagnum*)“ gemeldet (vgl. auch Aßmann 1981). Auch Främbs (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren nur im „degenerierten Hochmoor“ fest.

In Skandinavien ist die Art - für eine Moorart ungewöhnlich - eher südlich verbreitet und selten und tritt u.a. im *Sphagnum*, aber auch in salzbeeinflusstem Grünland auf (Olberg 2008). Lindroth (1974) gibt an, sie komme (in Großbritannien) „an feuchten und schattigen Orten vor, zwischen Laub und Moosen in Anmooren [marshes] und an den Ufern von Waldtümpeln.“ In der südfranzösischen Provinz Rhône-Alpes ist die Art v.a. in Tallagen verbreitet und „paludicol“ (Coulon et al. 2000).

Flugfähigkeit ist gegeben (Olberg 2008) und die Art wird regelmäßig am Licht gefangen (Lorenz 2010), ist also sicher ausbreitungsfähig. Sie trat auf einer geräumten Sturmwurflläche im Voralpenland Baden-Württembergs auf, nicht jedoch im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998).

Welsch (1995) fand sie auf „feuchten Sandrohböden, an schwarzschlammigen Tümpelufeln, in nassem Torfmoos und an versumpften Waldgräben“ des ehemaligen TÜP Tennenlohe im Nürnberger Reichswald.

<i>Acupalpus dubius</i>	HMO: 149,4991 (<0,0001)	Moore: OM>FH> (ORG); zusammen: NMO>NM>OM >BRSI>BRUS	(ORG), FH, OM, HMO, FH, NMO, BRUS, BRSI, NM, OM	n.t.	Au; Höchster HT: HMO	n.t.
-------------------------	-------------------------	--	--	------	-------------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der Habitat-„Sammeltyp“ mäßig degradiertes offener Hochmoore (HMO) erreicht einen recht hohen Testwert in Übereinstimmung damit, dass die Art in Hochmooren eher Störstellen besiedelt. Ein Teil der Habitate der Art (v.a. jener an Ufern) liegt laut Literatur wohl außerhalb des Untersuchungsrahmens, doch ist der χ^2 -Testwert in Bezug auf die Affinität der Art dennoch durchaus plausibel.

Harpalus solitaris ist eine xerotherm-heliophile Art mit Vorkommen u.a. in lichten Wäldern, v.a. auf Sand (Lindroth 1949), und wird bei den Kiefernwäldern ausführlicher besprochen. Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland „nach Literaturangaben für ein Glazialrelikt“, Dahl (1925) zufolge kommt sie „vorzugsweise in Gebirgsgegenden“ vor, in sandigen Wäldern. Koch (1989) erwähnen als spezielle Nische „unter Rentierflechten.“

Främbis (1993) fand sie relativ abundant in einem abgetorften Hochmoor Nordwestdeutschlands. Främbis & Mossakowski (2001) stellten sie in einem renaturierten nordwestdeutschen Moor mäßig abundant im „Regenerationsgebiet“ und als Einzeltier in der „Feuchtheide“ fest.

In den Niederlanden wurde die Art, die dort typisch für Sandheiden u.ä. ist, mehrfach auch in Hochmooren (einschließlich Moorheiden) gefunden (Turin 2000). Lindroth (1949) erwähnt für Skandinavien keine Vorkommen auf Torfstandorten, sondern charakterisiert die Art als Bewohner sandiger oder steiniger Moränenstandorte.

Für Österreich stufen Mandl & Schönmann (1978) die Art als „silvicol-montan praticol“ ein. Im westlichen Österreich wird die Art von Brandstetter et al. (1993) nur von zwei alpinen Lokalitäten gemeldet.

<i>Harpalus solitaris</i>	HMO: 48,7262 (<0,0001)	Moore: (HMH); zusammen: MHO>BRAS> SO	(HMH), HMO, BRAS, SO	Keine	Kiefer; Höchster HT: HMO	<5°: n.s.
---------------------------	------------------------	---	-------------------------	-------	-----------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Zu bestimmten, mäßig veränderten, offenen Hochmooren („Sammel-HT“ HMO) besteht laut höchstem χ^2 -Testwert die maximale Affinität der Art, was mit den Literaturangaben in Einklang zu bringen ist, die die Art wenig moorspezifisch und eher gestörte, Heide-artige Stadien besiedelnd beschreiben. Allerdings legt die Literatur nahe, dass die Habitatpräferenz v.a. für halboffene und eher kühle Lebensräume besteht, sowohl auf Sand als auch auf Torf.

Rauschbeer-Moorheide (VUG)

Notiophilus aquaticus wird auch bei den Kiefernwäldern besprochen und ist eine circumboreal verbreitete Art (Barsevskis 2007), die in Skandinavien und dem nördlichen Nordamerika weit verbreitet ist (Lindroth 1986, Lindroth 1961-1969). Sie besiedelt beispielsweise das Hochgebirge der Skanden auf niedrigwüchsigen Lebensräumen wie Felsheiden (Ostbye & Hagvar 1996) und kann insofern als „nordische“, wenn auch nicht boreomontane oder boreoalpine Art verstanden werden. In Skandinavien kommt sie u.a. in Reisermooren (oligotrophen Mooren mit *Betula nana*) und Braunmooren (reicheren Niedermooren) vor (Krogerus 1960).

Lindroth (1949) lebt sie „in Norddeutschland namentlich im Heidewald und Hochmoor“. In Schleswig-Holstein „kommt die Art in einem weiten Spektrum von Habitattypen vor und konnte keiner ökologischen Gruppe zugeordnet werden“, zeigt aber ein „Maximum in feuchten Heiden auf Sand und im Hochmoor“, bei Präferenz für feuchte Standorte (Irmiler & Gürlich 2004). Das stimmt mit den Ergebnissen aus nordwestdeutschen Moor- und Heidestandorten von Mossakowski (1970a) überein, der die Art ebenfalls auf Torf- wie auf Sandstandorten mit Heidevegetation fand und sie in eine Gruppe „hygrophiler Arten“ einstuft; sie trat abundant und stetig sowohl auf oligo- wie auf mesotrophen Moorstandorten fand, in ersteren auf Regenerationsflächen wie auf „toten Torfen“, auf mesotrophen Standorten nur auf letzteren. In den meist auf erheblicher Fläche verheideten Mooren

Nordwestdeutschlands (Peus 1928, z.B. auch Aßmann 1982, Grundmann 1991, Främbis 1993, Irmler et al. 1998) ist sie relativ stetig vertreten, meist auf verheidete Stadien beschränkt oder konzentriert oder hier die höchsten Abundanzen erreichend, und besonders abundant auch auf trockenen *Calluna*-Heiden auf Anmoor und Sand zu finden (Barner & Peetz 1933, Peschel 1994, Buchholz et al. 2009), aber durchaus zumindest teilweise auch im „natürlichen Hochmoor“ (Främbis 1993) auftretend.

Horion & Hoch (1954) zufolge ist es im Rheinland „noch eine allgemein hygrophile Art“, die aber in Frankreich (nach Jeannel 1941) bereits als tyrphophil zu kennzeichnen sei, da sie sowohl im Flachland wie im Gebirge nur in Mooregebieten vorkomme. In Frankreich lebt sie nach de Chatenet (2005) in „frischen und bedeckten Habitaten“, u.a. „in der Umgebung von Mooren“. In den Niederlanden (Turin 2000), wo die Art ein breites Habitatspektrum besiedelt, wird sie auch in Wäldern gefunden, v.a. Jungbeständen auf Sand und „feuchten Nadelwäldern.“ In der Schweiz besteht ein deutlicher Verbreitungsschwerpunkt in alpinen Lagen (Luka et al. 2009); sie besiedelt hier nach Marggi (1992) ohne ausgeprägte Feuchtepräferenz Sand- und Kiesböden sowie „in subalpinen Lagen auch Torfböden mit *Calluna*-Beständen.“ Nach Hurka (1996) lebt die Art in Tschechien und Slowakei regelmäßig auch im Wald.

Platen (1994) stellte sie am Brocken in einem „*Calluna*-reichen Hochmoor-Stillstandskomplex“ vorwiegend aus bunten Torfmoosen fest. Sie wurde in den meisten der Hochlagen-Hochmoore des Thüringer Waldes (Albrecht 2002) gefunden. Im Roten Moor der Rhön besiedelt sie „fast ausschließlich offene Hochmoorstandorte und zeigt eine Präferenz für Hochmoor-Degenerationsstadien und vegetationsarme Torfböden“ (Frisch 1995).

Schneider (1991) fand sie im baden-württembergischen Voralpenland nur im (verheideten) Hochmoor, nicht den verschiedenen Habitaten am Rand des Moores. Auch im Federseemoor ist die Art auf das Hochmoor beschränkt und „ein typischer Bewohner der trockeneren, baumfreien Hochmoorbezirke“, und dort abundanteren v.a. auf den „völlig vegetationsfreien, feuchten Torfflecken, die sich zwischen die Callunabestände einschieben“, zu finden (Wasner 1974).

Sie ist flügeldimorph, aber offenbar Flugbeobachtungen selten (Turin 2000) und möglicherweise die Art daher regional auch flugunfähig.

In Oberfranken wurde sie v.a. aus Mooren, aber auch Kiefernheide, Weinbergen und Kalkmagerrasen gemeldet (Hofmann et al. 2001).

<i>Notiophilus aquaticus</i>	VUG: 107,9917	Moore: HMH>NDW> HMA>OM; zusammen: SSW>KIHN> TRSS>CPI> WBF	NDW, OM, HMA, HMH, VUG, LITR, TRSS, KIE, KIHN, SSW, CPI, BRAS, WBF, SO	SR	Kiefer; Höchster HT: VUG	<5°: 3,9632 (0,0465); <8° (Trend: 3,1872; 0,0742)
------------------------------	---------------	---	--	----	-----------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der höchste Chi²-Testwert weist Rauschbeer-Hochmoorheiden (VUG) als Habitat-Einheit maximaler Affinität aus. Zu Säure und Kälte bestehen Affinitäten, obwohl die Art auch im tendenziell tief gelegenen CPI auftritt.

Hochmoorheide mit offenem Torf (MHO)

Bembidion humerale, der Hochmoor-Ahlenläufer, ist nach der Literatur weitgehend auf Moore beschränkt (Hurka 1996, Lindroth 1986, Müller-Motzfeld 2006a, GAC 2009). Mehrere Autoren bezeichnen die Art als tyrphobiont (u.a. Müller-Motzfeld 2006a, Skwarra 1929). Barndt et al. (1991) klassifizieren das Vorkommen für Berlin (als Schwerpunkt-vorkommen) ausschließlich in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was auch die Moore beinhaltet. Lindroth (1986) sieht sie in Skandinavien als sehr stenotop und auf oligotrophe Moore beschränkt an, was in Einklang mit den Angaben von Krogerus (1960) ist [„mossar“, „Reisermoores“]. Offene bzw. maximal teilweise beschattete Moore werden besiedelt (Hurka 1996). Die besiedelten Stellen sind nach Lindroth (1949) „etwas feucht“, d.h. nicht trocken. Nach Lindroth (1986) kommt sie oft in Wassernähe vor, was für die meisten Arten der Gattung typisch ist.

Eine Reihe von Quellen führt die Art für intakte Moorebenen und -lebensräume an. Skwarra (1929) fand sie im weitgehend unberührten, großen Hochmoorgebiet „Zehlaubbruch“ Ostpreußens u.a. „in nassem, schwammigen Moosrasen“ des Randgehanges, und bezeichnet sie als „wahrscheinlich“ neben *Agonum ericeti* einzige „moorgebundene, sog. typhobionte Art“ dieses Gebietes unter den Laufkäfern. In Schleswig-Holstein ist die Art nach Irmeler & Gürlich (2004) eine Art des „zentralen Hochmoores“ und wird an dessen Rand nur vereinzelt nachgewiesen. Im Dosenmoor Schleswig-Holsteins ist die Art gemeinsam mit *Agonum ericeti* Charakterart für den „feuchten Hochmoorkomplex“ und wird als „typhobiont“ eingestuft (Irmeler et al. 1998). In einem Moor des Emslandes (Främbis & Mossakowski 2001) trat sie v.a. im „Regenerationsgebiet“ auf, und auf der „Trockenheide“ nur als Einzeltier.

Zumindest in manchen Regionen scheint die Art vollständig auf Moore als Lebensraum beschränkt zu sein. So beschreibt Horion (1937) *B. humerale* für das Rheinland als „streng an feuchten Moorboden gebunden, eine typhobionte Art“, und dort auf „freien, schwarzmoorigen, recht feuchten Stellen im Moor anzutreffen, wie man sie besonders an Wegen oder Gräben findet.“

Mehreren Autoren zufolge sind allerdings (v.a.) „Austrocknungsstadien der Hochmoore“, rohe Torfe, „tote Torfe“, bewuchsfreie Stellen bzw. organische Rohböden die speziellen Habitate in Hochmooren (Lindroth 1949, Mossakowski 1970a, Lindroth 1986, Koch 1989, GAC 2009). Im nordböhmischen Feuchtgebiet „Soos“ trat die Art v.a. auf blanken, vormaligen Torf- und Diatomit-Abbaustellen auf (Hejkal 1990), besonders „auf dem toten Torfboden, am häufigsten auf den abgedeckten freien Flächen des feuchten und auch trockenen Torfes“ (Hurka 1960).

Jansen (1998) berichtet aus dem Wurzacher Ried Oberschwabens, dass die Art bisher nur aus dem „Haidgauer Torfstichgebiet“ gefunden worden sei (auch von anderen Untersuchungen) und interpretiert dieses rezent ausschließliche Vorkommen auf durch Torfabbau entstandenen Flächen als Ersatzlebensräume für die in Abnahme begriffenen, „natürlichen Offentorfstellen (z.B. durch Moorbrand, Großwild).“ Sie wurde aber auch, zusammen mit *Pterostichus aterrimus*, in einem Steifseggenried des Voralpenlandes gefunden (Kaule et al. 1991 in Bräunicke & Trautner 2002).

Wirthumer (1975) berichtet von oberösterreichischen Funden u.a. von einem „nassen Holzschlag“ und „nassem Waldboden.“ Schuler (1964) fand die Art in Fahrspuren, in Gesellschaft von *E. walkerianus* und weiteren typhophilen Arten (so dass auch hier die Fahrspuren auf organischem Boden entstanden sein dürften, auch wenn das bei Schuler (1964) nicht aufgeführt ist).

Einige Autoren erwähnen auch Habitate explizit außerhalb der Moore: Koch (1989) führt als weiteres Habitat neben anmoorigen Standorte auch „Ziegeleien“ auf, und Hurka (1996) nennt neben Torfmooren feucht-humose, saure Böden. Gleichzeitig fehlen beim direkten Vergleich mit Heidestandorten auf Sand Nachweise in diesen Heide-Habitaten (z.B. Mossakowski 1970a). Trautner (1996a) führt die Art im Zielartenkonzept Baden-Württemberg nicht nur für Hoch- und Übergangsmoore und Moorheiden (Hauptvorkommen), sondern auch für die Nebenvorkommen Niedermoore und Stillgewässerufer. Palmén & Platonoff (1943) nennen für Ostfennoskandien neben „Ufern kleiner Moortümpel“ das „ziemlich regelmäßige Vorkommen an verschiedenen Seeufern“, das aufgrund der Häufigkeit der Beobachtungen auch an nichtmoorigen Ufern „nicht als zufällig betrachtet werden kann.“ Lindroth (1949) hält Funde an Seeufern und in Ziegeleien für möglicherweise nicht konstante Vorkommen. Meyer (1937) gab einen Überblick über die damals bekannten Fundorte in Deutschland, darunter auch einige Mooregebiete aus Mittelgebirgen ohne echte Hochmoore.

Funde in Seedrift (Lindroth 1986) sprechen für eine nicht geringe Ausbreitungsfähigkeit der flugfähigen Art.

Lorenz (in Siuda 2004) fand sie an verschiedenen Stellen in einem Voralpenmoor mit unterschiedlichen Regenerationsstadien nach Frästorfabbau, und stets in Gesellschaft von *Elaphropus walkerianus*, mit dem sie laut Literatur oft gemeinsam gefunden wird (sh. ausführlicher bei dieser Art). Welsch (1995) meldet sie aus dem Keupergebiet Frankens auch von feuchten, sandigen Rohbodenstandorten und einer Sanddüne. Plachter (1985) stuft einen Fund von *B. humerale* (als Einzeltier) in einer nicht-moorigen, temporären Feuchtstelle in einem Sandgebiet Nordbayerns indes als vermutliche Folge des Vorkommens von Mooren und vermoorten Bereichen im Gebiet ein.

<i>Bembidion humerale</i>	MHO: 262,3333 (<0,0001)	HMH>HMA> OM>OMBR> ORG	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, MHO	TO, A, SR<2	-, Höchster HT: MHO	<5°: n.s.; NN=450-600: 20,3491 (<0,0001)
---------------------------	----------------------------	-----------------------------	--	-------------	------------------------	---

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Kongruenz besteht bei dieser Art nicht nur in Bezug auf χ^2 -Testwerte und Literatur, sondern auch zwischen den beiden Testverfahren. Beide weisen den HT der offenen Moorheiden (MHO), also der Moorheiden mit höheren Rohbodenanteilen, als Präferenzlebensraum aus, beide auch mit hohen Testwerten. Lediglich zu Torf und Säure besteht Affinität, nicht jedoch zu Nässe und Kälte, die Art ist im Gegenteil auf einen bestimmten, mittleren Höhengürtel beschränkt.

Möglicherweise spielen Störstellen eine begünstigende Rolle, da die Art wie von Schuler (1964) bei eigenen Erhebungen im Dinkelscherbener Moor u.a. in anmoorigen Fahrspuren am Rand des Moores, und im Haspelmoor in einem Bereich mit durch Wasserstandsschwankungen offenen Torf gefunden wurde.

Der Hochmoor-Ahlenläufer erwies sich in den Rhönmooren, wo eine Auswertung und Ordination über alle vier Rhön-Hochmoore Bayerns und Hessens durchgeführt wurde, als hochgradig mit der Bodendeckung von Rohtorf korreliert (Frisch & Müller-Kroehling 2012). Die Art konnte hier bisher nur im Roten Moor (Hessen) mit seiner ausgedehnten Abtorfungsgeschichte, nicht aber in den insgesamt intakteren bzw. nicht abgetorften bayerischen Rhönmooren wie dem Schwarzen Moor nachgewiesen werden. Im Roten Moor ist sie auf trockenen wie nassen, vegetationsarmen Torfen zu finden (Frisch 1995).

Die eigenen Funde im Dinkelscherbener Moor (2001) legen ferner auch nahe, dass die Art nicht an große oder alte Moore bzw. ebensolche Hochmoore gebunden ist. *B. humerale* scheint manchen Regionen, auch solchen mit ausgedehnten und gut untersuchten Mooregebieten, wie dem Bayerischen Wald, ganz zu fehlen. Dies ist angesichts der Funde sowohl in kleineren Mooregebieten als auch in Seedröfeln (Lindroth 1986) bemerkenswert und insofern wohl nicht ausbreitungsbedingt. Diese Beschränkung der Verbreitung könnte möglicherweise mit der Präferenz für relativ „warme“ Lagen zusammenhängen.

Anisodactylus binotatus gilt als eurytope (GAC 2009, Hurka 1996), aber eher hygrophile (Müller-Motzfeld 2006a, Marggi 1992) Art überwiegend unbewaldeter, aber dennoch eher (dicht) bewachsener (Lindroth 1986, Marggi 1992) Habitate auf (an)lehmigen (Marggi 1992, Lindroth 1986, Turin 2000) oder torfigen (Turin 2000), eher feuchten (Müller-Motzfeld 2006a, Turin 2000) Standorten. In Skandinavien kommt sie neben Uferhabitaten auch in Kulturhabitaten sowie „auf angebauten Torfmooren“ vor, d.h. kultivierten Moorböden (Lindroth 1949).

Spies (1998) fand sie auf lehmig-schluffigen Ackerrandstreifen des Kraichgau mit der Vegetationsdeckung positiv korreliert. In den von Rehfeldt (1984b) untersuchten Auenstandorten Ostniedersachsens trat sie auf Grünland und im Weiden-Auwald auf. Skalski et al. (2012) fanden sie an einem südpolnischen Gebirgsbach positiv mit dem Überflutungsgeschehen verknüpft.

Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie keine deutliche Präferenz zwischen beiden, meidet aber die länger überstauten, nassen Ausprägungen. In lang überstautem Marschgrünland trat sie in mäßig hoher Stetigkeit und geringer Abundanz auf (Handke 1996b), was u.a. als Ausfluss hohen Besiedlungspotenzials gedeutet werden könnte. Främbis (1993) stellte sie abundant in einem abgetorften, in Einzeltieren aber auch im „natürlichen“ Hochmoor Nordwestdeutschlands fest.

Bauer (1982) fand sie (als Einzeltier) nur in der ungemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes.

Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald trat sie regelmäßig auf und fehlte in den Vergleichsbeständen (Trautner & Rietze 2001).

Im *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs kommt sie in Zwergstrauchheiden, Anpflanzungen bzw. Jungbeständen, Brandschutzstreifen und in Feuchtwiesen

vor (Barbaro et al. 2006). In Galizien (Nordwestspanien) wurde sie auf z.T. sehr feuchtem Grünland, an Waldrändern und in Eichen-, Misch-, Kiefern- und Eukalyptus-Wäldern gefunden (Campos Gomez & Novoa Docet 2006).

Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und mäßig abundant auf lehmigem Acker westlich München. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf, abundanter hingegen an den sandigen Ufern des Brombachs. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen sehr stetig und zum Teil sehr abundant.

<i>Anisodactylus binotatus</i>	MHO: 42,5590 (<0,0001)	Moore: HMH>VSS> FH>(VPS); zusammen: BRAS>SO> VSS>TRSS> HMH	FH, HMH, MHO, (MWSI: neg.), (MWP: neg.), (VPS), LH, TRSS, BRAS, SO	Keine	Kiefer: höchster HT: MHO	<5°: n.s.; NN<300: 6,2649 (0,0123); <600: 28,2550 (<0,0001);
--------------------------------	------------------------	---	--	-------	--------------------------	--

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Da die Habitate der Art in der offenen Kulturlandschaft nicht abgebildet sind, ist der höchste Testwert für MHO im Grundsatz plausibel, d.h. mit den Angaben in der Literatur zu den speziellen Habitaten im Moor-Kontext übereinstimmend. Wie in allen vergleichbaren Fällen ist denkbar, dass die Art in natürlichen Heide-artigen Teilbereichen in Stillstandskomplexen von Mooren und strukturell vergleichbaren Habitaten einen ihrer natürlichen Lebensräume vor der menschlichen Landnahme hatte.

Agonum sexpunctatum lebt in verschiedenen offenen Lebensräumen (GAC 2009, Koch 1989, Hurka 1996), die jedoch nicht intensiv bewirtschaftet sein dürfen (Marggi 1992), und zeigt dabei nur eine mäßige Hygrophilie (Koch 1989). Wichtigstes Habitat ist „feuchter Grasboden“, auch abseits von Ufern, auf Sand oder Kies-, aber auch Torfstandorten (Lindroth 1949). Auch feuchte Waldlichtungen können besiedelt werden (Hurka 1996, Lindroth 1949, Lindroth 1986). Koch (1989) erwähnt speziell auch Moore als Lebensraum. Barndt et al. (1991) klassifizieren Hauptvorkommen für Berlin in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“ (was die Moore mit einschließt), „Feucht- und Nasswiesen“ sowie Ackerunkrautfluren. In Skandinavien werden torfige Böden bevorzugt, aber auch moosreiche Ton/Lehm-Böden oder Grasvegetation besiedelt (Lindroth 1986). Lindroth (1974) gibt für Großbritannien „offenen, feuchten, spärlich bewachsenen Torfboden mit *Carex* oder Gräsern, auf vegetationsfreien Stellen“ an. In den Niederlanden kommt sie v.a. in den Sand- und Hochmoorgebieten vor und erreicht in Moorhabitaten ihre höchsten Stetigkeiten (Turin 2000).

In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie im Esskastanien-Niederwald im ersten Jahr nach der Nutzung, d.h. in der „Lichtphase“ auf. Fuhrmann (2007) fand sie in Einzeltieren im Feldbau-Stadium eines Siegerländer Hauberges. Sowohl auf einer zweijährigen Waldbrand-Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) als auch in baden-württembergischen Windwurfflächen verschiedener Wuchsgebiete (Kenter et al. 1998) trat sie regelmäßig auf und fehlte in den jeweiligen Vergleichsbeständen.

Van Emden (1932) berichtet von „dunkelbronzefarbenen“ und „tiefschwarzen“ Formen (letzte als „*a. montanum* Heer“) im West-Erzgebirge und betont das Vorkommen melanistischer Formen sonst metallischer Carabiden in Mooren. Peus (1950) korrigierte die Verwechslung eines solchen mit *Agonum ericeti* aus dem Münsterland. In einem nordböhmischen Feuchtgebiet trat die Art auf weitgehend offenen Torfschlamm- und Diatomit-Flächen sowie vereinzelt im mit Lichtungen durchsetzten Moorwald auf (Hurka 1960, Hejkal 1990), und Hurka (1960) zitiert einige weitere Funde aus Mooren. Mathyl (1990) fand sie regelmäßig im verheideten Göldenitzer Hochmoor Mecklenburgs. Främbs (1993) stellte sie abundant in einem abgetorften, als Einzeltier aber auch im „natürlichen“ Hochmoor Nordwestdeutschlands fest.

Im Wurzacher Ried (Mossakowski 1973) trat ein Einzeltier im Schlenkenbereich auf. Bauer (1982) stellte sie (in Einzeltieren) nur in der gemähten Streuwiese auf Niedermoor des Voralpenlandes fest. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art nur in geringer Abundanz auf, ausschließlich auf den feuchten Flächen.

Sie ist makropter und flugfähig (Turin 2000).

Auf der Münchner Schotterebene (Schulz 1992, Schmöger 1995, Faas 1997, von Rad 1997, Sieren 1998, Lang & Fischer 2003, Hohmann 2013, Plachter 1983) kommt die Art regelmäßig in alter Haide und Haiden-Wiederherstellungsversuchen einschließlich Kies-Auftragungsflächen vor, ferner in einer „Waldverpflanzung“ und einer Kiesgrube. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie nur in wenigen Einzeltieren auf. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen wiederholt, aber gering abundant. Brandt et al. (1960) fanden sie stetig und z.T. mäßig abundant auf lehmigem Acker westlich München.

<i>Agonum sexpunctatum</i>	MHO: 29,8829 (<0,0001)	OM>HMA>HMH>SPM>HMI	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPM, MHO	Keine	-; Höchster HT: MHO	<5°: n.s.
----------------------------	------------------------	--------------------	---	-------	---------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Wie bei manchen wenig moorspezifischen Offenland-Arten besteht eine Affinität innerhalb der Moore am ehesten zu den (in diesem Fall: offenen) Hochmoorheiden mit ihrer oberflächlichen Abtrocknung und Vererdung des Torfes. Wahrscheinlich besteht keine echte Maximal-Präferenz für Moore, da die Art auch in Kiesgruben usw. angetroffen werden kann, doch erscheint denkbar (Lindroth 1986), dass in Zeiten vor der Kulturlandschaft bestimmte Teilbereiche von Mooren ein natürliches Habitat dargestellt haben könnten.

Hochmoor-Flechtenheide (MHF)

Bei *Pterostichus vernalis* handelt es sich Hurka (1996) zufolge um eine Art, die in Tschechien und Slowakei verschiedene feuchte bis nasse Habitate wie Feuchtwiesen, Ufer, aber auch Auwälder und auch Kulturhabitate wie Gärten besiedelt. GAC (2009) klassifiziert für die „östlichen Mittelgebirge“ Feuchtgrünland und saure Niedermoore als Lebensraum, für das Voralpenland hingegen Grünland und andere Kulturhabitate. Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Feucht- und Nasswiesen“, mit weiterem Hauptvorkommen in „Frischwiesen und –weiden“ und Nebenvorkommen in oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation und Kriechpflanzengesellschaften. In Schleswig-Holstein tritt sie „fast nicht in bewaldeten Standorten“ auf und wird zur Gruppe „offener, torfiger Standorte“ gestellt (Irmiler & Gürlich 2004). Die Art ist nach Alf (1990) sehr hygrophil (Stufe 8).

Hurka (1996) bezeichnet sie für Tschechien und Slowakei als schattenindifferent. Einem Vorkommen in Wäldern widerspricht Lindroth (1949), da die Art nur leichte Baumbeschattung ertrage und Wälder „höchstens zur Zeit der Überwinterung“ aufsucht; es ist in Skandinavien „eine ausgeprägte Sumpfwiesenart“, die „nassen Boden, reichliche Vegetation, besonders von Carices, gern auch eine ausgeprägte Moosdecke (sehr selten *Sphagnum*) und lehmige oder lehmsandige Erde fordert (Lindroth 1949). In den Niederlanden ist es eine hygrophile, wenn auch weniger hygrophile Art als *P. diligens* und *minor*, und kommt dort v.a. in Feuchtgrünland und Niedermooren, aber auch in Heiden und Hochmooren (einschließlich verheideter Hochmoore) vor (Turin 2000).

Ermisch & Langer (1932) halten die Art im sächsischen Vogtland für tyrophil. Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren und Heiden, anmoorigen Heiden sowie in „toten Torfen“ oligo- und mesotropher Moore. In drei unterschiedlich stark veränderten Hochmoorgebieten Nordwestdeutschlands (Buchholz et al. 2009) trat sie in *Calluna*-Heide, Molinietum und weiteren Grasbewachsenen Habitaten auf. Hölzel (1967) fand sie in einem alpinen Latschenhochmoor und seinem Umfeld in den österreichischen Alpen.

Die Art tritt in den Niederlanden auch in Auwäldern auf (Turin 2000) und gehört nach van Looy et al. (2002) an der Meuse zur charakteristischen Artenausstattung bewaldeter Flussufer. Baguette (1993) zufolge werden in südbelgischen Wäldern nasse, eutrophe Weiden-Auwälder bevorzugt. An naturnahen Abschnitten der Mittleren Ruhr (Hannig & Drewenskus 2005) trat sie fast nur, und in recht hoher Abundanz, in dem Untersuchungsabschnitt mit Weidengebüsch auf. Zawadzki & Schmidt (1994) fanden die Art in der Rastatter Rheinaue auf Ufer und Weichholzauwald beschränkt, im Hartholzauwald fehlte die Art. An der Siegmündung kam die Art nach Lehmacher (1978) in allen

untersuchten Lebensräumen außer dem nicht mehr überfluteten Pappelforst vor. Bei Handke (1993) besiedelt die Art am hessischen Rhein v.a. Weidenwälder und -gehölze und eine (hydrologisch intakte) Pappelkultur, nicht jedoch den Hartholzauwald. Auch in den von Neu (2007) untersuchten Auwäldern der Mittleren Rheinaue trat die Art überwiegend mit hoher Stetigkeit in den untersuchten Weich- und überwiegend nur vereinzelt in den Hartholzauwäldern auf. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) war sie in hoher Abundanz vertreten. Sie fehlt an Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft praktisch völlig (Brose 2000).

Die Art ist flügeldimorph und flugfähig (Turin 2000). Sie trat auf einer Sturmwurflläche im baden-württembergischen Jura auf und fehlte im stehenden Vergleichsbestand (Kenter et al. 1998), als Indizien für Ausbreitungsfähigkeit und Heliophilie.

Nur vereinzelt tritt *P. vernalis* auch in Schwarzerlen-Bruchwäldern auf (Platen 1989, Platen 1991, Sustek 2004), und fehlt z.B. in verschiedenen umfangreichen Untersuchungen in CEA in diesem Lebensraum ganz (Stegner 1999, Riegel 1996 und Nötzold 1996).

In einem Berliner Niedermoor war die Art sehr stetig in verschiedenen Habitaten nachzuweisen (Meißner 1998). Bauer (1982) stellte sie als Einzeltier in einer gemähten Streuwiese des Voralpenlandes fest. Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland mit gewisser Stetigkeit und Abundanz. Im Vergleich von Moormarsch versus Flussmarsch Nordwestdeutschlands (Dülge et al. 1994) zeigt sie tendenziell eine Präferenz für die organischen, nassen, lange überstauten Standorte, ist aber in beiden Typen sehr stetig vertreten. Obrtel (1972) stellte sie abundant in einem (wohl völlig oder weitgehend gehölzfreien), ausgedehnten mährischen Teichufer-Röhricht auf Niedermoortorf fest. Dawson (1965) fand die Art v.a. in den von Seggen und Gräsern dominierten Teillebensräumen des untersuchten, basenreichen englischen Niedermoorgebietes, deutlich weniger in den mit Gehölzen (Grauweide, Faulbaum u.a.) bestockten.

Im ausgedehnten *Pinus maritima*-Kiefernforst-Gebiet der Landes-Region Südwestfrankreichs ist sie eine Art der Feuchtwiesen (Barbaro et al. 2006).

In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig, aber meist nur wenig bis mäßig abundant vertreten.

<i>Pterostichus vernalis</i>	MHF: 160,5407 (<0,0001)	<u>Moore:</u> HMH>OM> HMA>FH; <u>zusammen:</u> HMH>OM>SAL >HMA>SAN	FH, WS, OM, HMA, HMH, MHF, MWA: neg., MWSI: neg., MWP: neg., SAL, WHI, SAN, (BRSI), NM	(TO), (A), (MM)	Au; höchster HT: MHF	<5°: n.s.
------------------------------	-------------------------	---	---	-----------------	-------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Hochmoor-Flechtenheiden erreichen den höchsten Chi²-Wert der Art, stellen aber laut Literatur nur einen Ausschnitt des Habitatspektrums der Art dar. Vielleicht vergleichbar *Epaphius secalis* hat die Art bezüglich ihres „mehnteiligen“ Habitates offensichtlich eine Schnittmenge zwischen Hochmoor-Heiden und mineralischen Feuchtwäldern, zwischen beiden in Bayern aber offenbar die höchste Präferenz für erstere.

Hochmoor-Heiden (alle)

Cicindela campestris ist Müller-Motzfeld (2004) zufolge zwar xerotherm, von den heimischen Sandlaufkäfer-Arten aber am stärksten an das Leben in dichterem, weiter fortgeschrittener Vegetationsentwicklung angepasst (Trautner & Detzel 1994). Verschiedene Bodenarten, wie neben Sand und Torf auch humose Böden und Lehm, werden besiedelt (Trautner & Detzel 1994). Trautner & Detzel (1994) beschreiben sie als „die am wenigsten wärmeliebende Art der einheimischen Sandlaufkäfer“ und als Art, die „selbst in dichteren Vegetationsbeständen“ vorkommt. Lindroth (1949) bezeichnet sie sogar als „eurytop“. Maggi (1992) beschreibt sie für die Schweiz als häufigste Art der Gattung und „typisch für Sandgebiete, Waldwege, Felder. Vielfach in verheideten Mooren und auf Hochmoorflächen auf unbewachsenem schwarzen und trocken Torfboden.“ In den Niederlanden

wurden neben sandigen Äckern sowie jungen Nadelbaumbeständen ebenfalls Heiden und Mooren als Lebensräume erfasst, die jungen Forstflächen sogar mit relativ höchster Abundanz (Turin 2000). Jänner (1905) nannte für Thüringen auch „lichte Waldungen“ als Fundort. Irmiler & Gürlich (2004) geben für Schleswig-Holstein an, lockerer Baumbestand werde zumindest ertragen.

Manche Rassen der Art haben sich Mandl (1939) zufolge sogar speziell an das Leben in Feuchtgebieten [„Sumpfland“] angepasst, andere besiedeln in europäischen Gebirgen „die alpine Grassteppe“ (Mandl 1988), sowie primäre Schneeheide-Kiefernwälder (Paill 2003, Kopf 2008).

Die Art ist makropter und flugfähig (Turin 2000). Sie kann auch nach Waldbränden auftreten (Winter 1980), z.T. sogar in hoher Stetigkeit und Abundanz (Trautner & Rietze 2001), aber auch fehlen (Kolbe 1981). In Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes (Hochhardt 2001) trat sie in der „Lichtphase“ des montanen Esskastanien-Niederwaldes im ersten Jahr auf, sowie als Einzeltier im collinen Eichen-Niederwald. Fuhrmann (2007) fand sie im Feldbau- und im Busch-Heide-Stadium eines Siegerländer Hauberges. Im Hainich (Brüggemann 2008) tritt sie auf Kahlschlägen und in ehemaligen Kalksteinbrüchen auf. Nagel (1975) stellte sie in Xerothermhabitaten auf Muschelkalk des Saar-Mosel-Raumes fest.

U.a. werden Heidevegetation auf Torfboden und sonnige Stellen lichter Wälder auf Sand- und Moorboden besiedelt (Lindroth 1974, Lindroth 1985 in Turin 2000, Koch 1989). Lindroth (1949) zufolge ist sie „auf Torfboden in Hochmooren sogar häufig.“ Meist wird die Art für Moore als Bewohner von (früheren) Frästorfflächen (Trautner & Detzel 1994) oder Torfwällen (Aßmann & Formann 1981) und jedenfalls als „Art der *Calluna*-Stadien der toten Torfe“ aufgefasst. Mossakowski (1970a) fand die Art in atlantischen Mooren und Heiden zwar in höheren Stetigkeiten und Aktivitätsdichten auf solchen „toten Torfen“ (sowohl oligo- als auch mesotropher Moore) als in Heiden auf Anmoor und Sand, daneben aber auch mit gewisser Regelmäßigkeit auf Regenerationsflächen und sogar Schwingdecken mesotropher Moore. Främs (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren sowohl im „natürlichen Hochmoor“ als auch einem abgebauten Moor fest. Auch wenn die Art „weitgehend auf freie Torfflächen oder verheidete Bereiche beschränkt ist“ (Jansen 1998 mit einer Vielzahl von Belegen, und bezogen v.a. auf Norddeutschland), kann sie doch „selbst im intakten Hochmoor auf natürlicherweise vorkommenden kleinräumigen Störstellen auftreten (Mossakowski 1977) und für ihr Vorkommen als Zeiger dienen“, und erst ihr „Auftreten in relativ hohen Dichten“ mache sie „in Hochmoorkomplexen zum Negativzeiger“ (Jansen 1998).

Von der Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand (Melber & Prüter 1997) profitierte sie deutlich. Auf einer Moorbrandfläche im Hohen Venn (Raskin & Raskin 1988) trat sie ebenso wie auf den Vergleichsflächen nicht auf. Auf einer zweijährigen Sukzessionsfläche nach Waldbrand im Odenwald (Trautner & Rietze 2001) war sie in hoher Stetigkeit und Abundanz vertreten, und fehlte in den Vergleichsbeständen. Auf der von Kolbe (1981) untersuchten Waldbrandfläche kam sie nicht vor. Nach sehr großem Waldbrand in der Lüneburger Heide (Winter 1980) trat sie drei Jahre nach dem Brand als Einzeltier auf der Brandfläche auf. In einem norwegischen Fichtenwald mit kontrollierter Brandfläche (Gongalsky et al. 2005) trat sie auf der Teilfläche mit Kahlschlag und als Einzeltier auf der Teilfläche mit selektivem Einschlag auf, nicht hingegen der belassenen Brandfläche oder der unbehandelten Kontrollfläche.

Metzner (2004) sieht sie als „Sukzessionsfolger von *C. hybrida*“, der mit dieser Art auch in Konkurrenz tritt und bei syntopem Vorkommen „auf andere Substrate ausweicht (Trautner & Detzel 1994).“

Von Plachter (1983) wurde sie auch auf (mineralischen) Abbaustellen Bayerns gefunden. Metzner (2004) fand sie in renaturierten oberfränkischen Auen auf einer mageren Wiese und mehrfach auf lehmigem Rohboden.

<i>Cicindela campestris</i>	HMH: 203,9713 (<0,0001)	HMA>OM>FH>OMBR>ORG	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, (MWA: neg.)	Keine	Höchster HT: -	<5°: n.s.
-----------------------------	-------------------------	--------------------	---	-------	----------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Es kann laut Literatur als zutreffend eingestuft werden, dass die Art den höchsten (und einen recht hohen) χ^2 -Testwert für Hochmoor-Heiden erreicht. Laut ISA werden offene Moore (OM) (HTB3) bevorzugt. Die Bevorzugung verheideter Moore erklärt sich durch die Biologie als Sandlaufkäfer-Art, die senkrechte Röhren in das Substrat graben muss, in denen die Larven weitgehend stationär leben. Ein Fund wurde in einer Lebendfalle mitten im (überwiegend, und auch an dieser Stelle) recht dichten Fichten-Spirken-Moorwald eines Hochmoores im Bayerischen Wald getätigt. Die Fundstelle liegt weit (> 50 m) von unbewaldeten Teilflächen oder Flächen mit weitgehend offenem oder kurzrasigen Rohboden entfernt. Vielmehr weist sie als einzige „Rohbodenflächen“ lediglich einige alte und kleine, bewachsene Wurzelteller auf. Der Einzelfund deutet darauf hin, dass die Art in Mooren nicht ganz ausschließlich völlig offene Bereiche und „tote Torfe“ als Teil des Lebensraumes nutzt. Dennoch besteht eine Affinität laut Literatur innerhalb der Moore ganz eindeutig zu oberflächlich trockenen und unbewaldeten Habitaten.

Die Art ist keine reine Moorart. Mögliche weitere Primär- und Sekundärhabitats der Art außerhalb von Mooren, wie etwa in Flusssauen und Sand- und Kiesgruben, sind nicht Teil des ausgewerteten Datensatzes. Die grüne Färbung der Art spricht für die Besiedlung eher nicht ganz roher, weitgehend unbewachsener Böden, im Gegensatz zu den sonst überwiegend braungefärbten anderen Arten der Unterfamilie in Mitteleuropa (abgesehen von *Cicindela germanica* und *C. gallica*, die beide ebenfalls auch eher in „stabileren“ Lebensräumen vorkommen können).

Cymindis vaporariorum ist eine Art des boreoalpiner Verbreitungstypus (Jeannel 1979 in Marggi 1992), die außerhalb der Alpen in Mitteleuropa als Eiszeitrelikt einzustufen ist. Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist die Art xerotherm und silvicol, nach Lindroth (1949) wird lichter Schatten durch Kiefern gut vertragen, was nach Marggi (1992) aber nur „im Norden des Gesamtareals“ gilt, da sie in der Schweiz „nur oberhalb der Waldgrenze im Magerrasen“ gefunden wurde. Alle Fundpunkte dort liegen in den Alpen, weit überwiegend in der alpinen Höhenstufe (Luka et al. 2009). Hölzel (1967) bezeichnet das Vorkommen der Art als „meist alpin“ und fand sie in einem alpinen Latschenhochmoor und seinem Umfeld in den österreichischen Alpen. In Skandinavien wird neben Sand und Kies auch „trockene Torferde“ besiedelt (Lindroth 1949).

Neben Flechten-Kiefernwäldern (sh. dort) kann die Art außerhalb der Alpen v.a. bestimmte Moorhabitats nutzen. Marggi (1992) beschreibt diese als „wenige Funde im nichtalpinen Süddeutschland in unbewaldetem Hochmoorareal.“ Trautner (1996a) nennt die Art für Baden-Württembergs Zielartenkonzept für Hoch- und Übergangsmoore einschließlich von Moorheiden. Mossakowski (1973) wies die Art im baden-württembergischen Teil des Voralpenlandes im „ungestörten Hochmoor“ nach, hier von der mäßigen Beschattung durch einen „dichten Besatz mit *Calluna*“ profitierend, zugleich die Bulte als Lebensraum ausreichender Trockenheit nutzend, also wohl in einem Stillstandskomplex des Hochmoores, nicht jedoch auf den untersuchten, abgetorften Flächen, und auch nicht im Latschenfilz. Jansen (1998) fand die Art dort „ebenfalls nur im intakten Hochmoorbereich des Haidgauer Schilds“, und dies in hoher Stetigkeit und Aktivitätsdichte, nicht aber auf den durch Frästorfabbau abgetorften Bereichen, und fasst weitere Funde aus oberschwäbischen Hochmooren zusammen. Er bezeichnet *C. vaporariorum* als „regional tyrphobiont“ und zusammen mit *Agonum ericeti* und *Pterostichus rhaeticus* charakteristische Assoziation „intakter und schwach gestörter Hochmoore.“ Hejkal (1990) fand sie in Nordböhmen am Rand einer *Calluna*-Moorheide in Birkenstreu.

Auch in Norddeutschland kommt sie in Hochmooren vor. Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren und Heiden praktisch nur auf „toten Torfen“ mesotropher Moore. Die Art ist weniger xerophil als die anderen Gattungsvertreter und „verträgt mäßige Beschattung“ (Mossakowski 1964a). Sie kommt im Moor auch auf „feuchtem Torf“ und vereinzelt auch in Sphagnumrasen vor (Mossakowski 1964a). Irmeler & Gürlich (2004) wiesen die Art in Schleswig-Holstein v.a. in (verheideten) Hochmooren, aber auch im feuchten Heidemoor und im Randwald nach. Främbis (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren nur im „natürlichen Hochmoor“ fest. Främbis & Mossakowski (2001) fanden sie in einem renaturierten nordwestdeutschen Moor mäßig abundant nur in der „Trockenheide“, und im „Regenerationsgebiet“ nur in Einzeltieren.

In Großbritannien (Luff 1998) hat die Art eine deutlich nördliche Verbreitung, mit verschollenen Funden am dortigen südlichen Rand der Verbreitung, und besiedelt v.a. „*Sphagnum*-Moore und nasses Torf-Moorland, kommt aber in Gegenden höherer Niederschläge auch auf sandigeren Böden vor.“

Die Art ist flügelmorph, wurde aber nur äußerst selten fliegend beobachtet und daher möglicherweise zumindest regional vollständig flugunfähig (Turin 2000), auch wenn De Vries (1996a) sie als „Art hohen Dispersionspotenzials“ einstuft.

Im Bayerischen Wald kommt die Art offenbar nicht vor (Apfelbacher & Geiß 2006), auch in den umfangreich untersuchten Mooren nicht. Aus Nordostbayern liegen sehr wenige Funde vor (Hofmann et al. 2001), die nicht im Kontext von Mooren stehen.

<i>Cymindis vaporariorum</i>	HMH: 123,9795 (<0,0001)	<u>Moore:</u> HMA>OM> MHF>OMBR> ORG; <u>zusammen:</u> HMA>OM> MHF>OMBR> ORG	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMH, MHF, PMS, CPI	SR<1	Kiefer; Höchster HT: MHF	<5°: n.s.
------------------------------	----------------------------	--	---	------	-----------------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Der recht hohe χ^2 -Wert für die Hochmoorheiden ist plausibel, zumal auch die beschriebenen Habitate außerhalb des Moorkontexts, so in Flechten-Kiefernwäldern, in verschiedener Hinsicht (Nährstoffarmut bzw. bodensaure Bedingungen, lichter Schirm, oberflächlich trockenes Substrat) ähnlich beschaffen sind. Einen signifikanten Wert erzielt die Art in der ISA nur auf Ebene der HTB3, und hier für offene Moore.

Amara lunicollis (sh. auch bei den Kiefernwäldern) ist an erster Stelle eine Art verheideter Standorte bzw. Vegetation, nach den Boer (1965) v.a. solcher mit Grasvegetation. Hurka (1996) zufolge ist sie unempfindlich gegenüber Beschattung, und kommt zumindest in lichten Wäldern vor (Koch 1989, Lindroth 1949, Lindroth 1986). Koch (1989) und Lindroth (1986) erwähnen auch Moore als Lebensraum, neben trockenem Grasland auf Sand, Dünen, Heiden u.ä. Barndt et al. (1991) klassifizieren für Berlin Hauptvorkommen in bodensauren Wäldern und Forsten sowie Sandtrockenrasen und Nebenvorkommen in Ginsterheiden, ausdauernden Ruderal- sowie Quecken- und Ackerunkrautfuren. In Schleswig-Holstein ist die Art nach Irmeler & Gürlich (2004) v.a. in Nieder- und Hochmooren und Heiden verbreitet und kommt am häufigsten in Birkenmoorwäldern vor. Nach Lindroth (1949) stellt sie „geringere Forderungen an Trockenheit und Sonnenschein als die meisten übrigen Amaren und kommt meist auf „ausgeprägt gemüll- [sic; meint wohl: Laubstreu] oder torfhaltigen Böden, z.B. auf abgebauten Mooren“ vor. Für Großbritannien nennt Lindroth (1974) die Art „oft auf Torfstandorten, u.a. in lichten Wäldern, ferner Grünland, und in felsige Habitaten mit Moosbedeckung. Müller-Motzfeld (2004) stuft sie mit Fragezeichen als „xerotherm“ ein.

Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren und Heiden neben Heiden auf „toten Torfen“ oligo- und mesotropher Moore, sowie auf Regenerationsflächen oligotropher Moore. Främbis (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren nur im „degenerierten“ Teil eines Hochmoores und einem abgebauten Hochmoor fest.

Im Wurzacher Ried (Mossakowski 1973) trat sie nur auf „toten Torfen“ auf.

<i>Amara lunicollis</i>	HMH: 88,2409 (<0,0001)	<u>Moore:</u> OM>HMA> NDW>SPS> ORG; <u>zusammen:</u> OM>HMA> BRAS>NDW> SPS	ORG, FH, NDW, OMBR, OM, HMA, HMI, HMH, SPS, CRS, VUP, LITR, KIE, KIHN, SSW, BRAS, WBF	TO, A, SR(<1), MM	Kiefer; Höchster HT: HMH	<5°: 3,9364 (0,0473)
-------------------------	---------------------------	---	--	----------------------	-----------------------------	-------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Auch diese Art zeigt eine Präferenz für Hochmoorheiden, in Übereinstimmung mit der Literatur, wobei dieser zufolge auch „heidartige“ Habitate im weitesten Sinne (z.B. Kahlschläge und Kalamitätsflächen) besiedelt werden. In Bezug auf Schlüsselmerkmale besteht u.a. hauptsächlich eine Affinität zu organischen oder organisch angereicherten, bodensauren Standorten (im Test als Trend).

In der ISA werden organische Böden, offene Moorstandorte und auf HT-Ebene das sekundäre SPM (SPS) ausgewiesen.

Bradycellus ruficollis ist der Literatur zufolge eine callunobionte Art (Melber 1983, Främb's 1994, Hurka 1996, Lindroth 1986, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Kielhorn 2005). Unter *Calluna* werden sowohl Torfstandorte als auch Sandheiden oder kiesige Standorte als Lebensraum genutzt (Hurka 1996, Koch 1989, Müller-Motzfeld 2006a, Lindroth 1974, Lindroth 1986, GAC 2009). Statt Sand- oder Torfsubstrat kann auch eine ausgeprägte Rohhumusschicht Lebensraumeignung ergeben bzw. ist der Grund dafür, so dass die Art auf trockenen Sandheiden ohne eine solche Schicht fehlt (Lindroth 1949). Unter diesen Voraussetzungen werden neben „toten Torfen“ (Koch 1989) auch Kies-, Sand- und Felsstandorte besiedelt (Lindroth 1949).

Als Wald-Lebensraum nennt Koch (1989) sandige Kiefernwälder. Beispielsweise aus Thüringen meldete Jänner (1905) sie „besonders aus Waldschlägen.“ Ermisch & Langer (1932) führen sie für das sächsische Vogtland „im Walde“ an. In Tharandter Nadelforsten (Geiler 1974) trat sie in einem Fichten-Altbestand stetig auf. Trautner (1996a) zählen im Zielartenkonzept Baden-Württemberg Hochmoore und Moorheiden, kalkarme Magerrasen sowie Sand-„Sonderbiotope“ zu den Hauptvorkommen, und trockene Nadelwälder und Übergangsmoore zu den Nebenvorkommen. In Skandinavien „verträgt sie nur mäßige Beschattung“ (Lindroth 1949).

Ermisch & Langer (1932) schätzten die Art für das sächsische Vogtland als tyrophophil ein. Sie bevorzugt im Moor „verheidete“, also oberflächlich trockene Flächen, und ist an das Vorhandensein von *Calluna* strikt gebunden, und wird aus Mooren daher überwiegend aus verheideten Ausprägungen (Hochmoorheiden) gemeldet (z.B. Rabeler 1931, Horion & Hoch 1954, Wasner 1974, Grundmann 1984 in Schneider 1991, Schneider 1991). Mossakowski (1970a) fand sie in atlantischen Mooren sowohl in Regenerationsflächen als auch „toten Torfen“ und Heiden auf Anmoor und Sand, jedoch praktisch nicht in mesotrophen Mooren und in Schwingdecken. Höchste Stetigkeiten und Aktivitätsdichten erreichte die Art dort auf Anmooren und Sanden sowie innerhalb der Moore auf „toten Torfen“. Friden (1963) wies sie in Schweden in oligotrophen, nicht aber in mesotrophen Mooren nach. Krogerus (1960) nennt sie für „Reisermoore“ des *Ledum/Calluna*-Typs (ombrogene Moore) und für „Weißmoore“, also saure, aber soligene Moore. Gersdorf (1937) führte sie für Mecklenburg nur für den Lebensraum Hochmoor auf. Im nordböhmisches Feuchtgebiet Soos fand Hurka (1960) sie zahlreich in einer mit jungen Sandbirken und Waldkiefern durchsetzten *Calluna*-Moorheide. Wagner (1992) stellte sie im Winterhalbjahr in einem niederrheinischen Moorgebiet im Übergangsmoor fest. Müller-Motzfeld (2004) zufolge ist die von ihm als tyrophobiont eingestufte Art thermophil.

Zumindest in manchen Regionen, in denen keine (größeren) *Calluna*-Bestände auf anderen Standorten vorkommen, ist sie offenbar vollständig auf Moorhabitate beschränkt (Motley 2001), so beispielsweise offenbar auch im österreichischen Bundesland Salzburg, aus dem Geiser (2001) nur Funde in Mooren aufführt. Beispielsweise wird sie für die Ostalpen „als ‚ausgesprochenes Moortier‘ betrachtet (Heberdey & Meixner 1933, Lindroth 1949). Dort, wo die Moore überwiegend nicht extrem oligotroph oder aber zugleich oligotroph und sehr nass sind, ist sie z.T. aber auch schwerpunktmäßig auf Ginsterheiden oder andere Heiden auf Sandstandorten beschränkt (z.B. Barndt et al. 1991 für Berlin, wo sie in den Mooren fehlt (Korge 1963, Platen 1989, Platen 1991)). Die Pflege einer norddeutschen Sandheide durch Brand bewirkte eine Abnahme der Abundanz (Melber & Prüter 1997).

Die Angaben zu den Ansprüchen an den Wassergehalt sind unterschiedlich. Die Vorkommen v.a. in verheideten Mooren und Sandheiden würden xerophiles Verhalten nahelegen. Im Wurzacher Ried (Mossakowski 1973) trat sie v.a. auf „toten Torfen“, aber (in mehr als nur Einzeltieren) auch im Bult- sowie im Schlenkenbereich auf, und auch Dahl (1925) berichtet von mehreren Tieren „aus nassem Torfmoos“, während Lindroth (1949) sie auf Torf zwar von „schwacher bis ausgeprägter Feuchtigkeit“, jedoch „nicht im nassen *Sphagnum*“ vorkommend sieht. Främb's (1993) stellte sie in zwei nordwestdeutschen Hochmooren nur im „natürlichen Hochmoor“, nicht dem degenerierten Teil und dem abgebauten Moor fest. Irmeler & Gürlich (2004) bezeichnen sie für Schleswig-Holstein als „mesohyrophil mit weiter Toleranz“ und konstatieren, dass sich „eine negative Beziehung zum Wassergehalt des Bodens weder aus der Analyse der ökologischen Gruppen noch dem Zeigerwert ergebe.“

Das Areal ist „wahrscheinlich dem atlantomediterranen Faunenkreis zuzurechnen“ und erstreckt sich bis Ost- und Nordeuropa (Jaeger 2008). In Galizien (Nordwestspanien) kommt sie in Heiden der Küstenregion und im Bergland vor (Campos Gomez & Novoa Docet 2006). Das Vorkommen an

„sterilen Ufern“ interpretiert Lindroth (1949) als Beleg für Schwärmflüge der makropteren, flugfähigen (Turin 2000) Art. Die Art ist also weder relikitär noch ausgeprägt nordisch verbreitet.

Von *Bradycellus*-Arten und anderen Heide-Bewohnern ist eine Winteraktivität bekannt (z.B. Beier 2000). Schneider (1991) fand die Art am häufigsten im Mai und im November.

<i>Bradycellus ruficollis</i>	HMH: 56,3326 (<0,0001)	HMA>OM> OMBR>(FH)> (NDW)	(FH), (NDW), (OMBR),OM, HMA, HMH	TM30	-; Höchster HT: -	<5°: n.s.
-------------------------------	------------------------	--------------------------	----------------------------------	------	-------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	+	+	+	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Auch bei dieser Art handelt es sich um einen Bewohner verschiedener Hochmoor-Heiden, denen das Vorkommen von *Calluna* gemeinsam sein dürfte. Der höchste Chi²-Wert ist nicht sehr hoch, was damit in Einklang ist, dass diese Art laut Literatur nicht vollständig an Moorlebensräume gebunden ist, wenn auch möglicherweise in manchen Regionen, in denen Sand- und Fels-Heiden mit *Calluna* fehlen (vgl. z.B. Frisch & Müller-Kroehling 2012 für die Rhön). Sie benötigt einen Zustand mit *Calluna*-Vegetation, der in Mooren meist als Degradationsstadium infolge Entwässerung oder Relief-Veränderungen durch Abtorfung entsteht, aber auch natürlicherweise in Stillstandskomplexen auftreten kann, wie im Schwarzen Moor der Rhön (vgl. auch Frisch & Müller-Kroehling 2012), und tritt insofern wie viele der „Heidearten“ der Moore nicht ausschließlich auf degradierten Hochmoorflächen auf, sondern dürfte auch bereits der ursprünglichen Moorfauna angehört haben. Die Lebensräume der Art sind offen oder auch licht mit locker stehenden Bäumen bestockt, wie in den Rhönmooren (Frisch & Müller-Kroehling 2012). Eigene Funde aus mineralischen Wäldern wie z.B. Sand-Kiefernwäldern liegen nicht vor. In den devastierten Wäldern früherer Zeiten kam die Art jedoch zumindest regional offenbar auch auf sandigen Standorten in Wäldern vor. In der ISA werden für die Art keine signifikanten Werte errechnet.

Amara famelica bevorzugt laut GAC (2009) als Lebensraum zumindest im Alpenvorland Hochmoorstandorte und im östlichen Mittelgebirge Sandheiden. In Nordwesteuropa ist sie v.a. eine Art trockener *Calluna*-Heiden (Irmeler & Gürlich 2004, Turin 2000), fehlt aber in Mooren (Turin 2000). Sie tritt auch in lichtem Nadelwald auf Sand auf (Burmeister 1939, Turin 2000). Hurka (1996) nennt mäßig feuchte, unbeschattete Habitate, v.a. auf sauren Böden, Heiden und Torfmoore als Lebensraum.

Hurka (1960) fand sie in einem nordböhmischen Moor- und Sumpfgebiet nur in der Moor-Heide. Im Wurzacher Ried (Mossakowski 1973) trat sie in recht hoher Aktivitätsdichte und Stetigkeit in den „toten Torfen“, nicht aber in anderen Teilhabitaten auf.

In der Senne trat sie in einer *Calluna*-Heide auf Sand auf (Heitjohann 1974). Aus der Döberitzer (Beier & Korge 2001) und Ueckermärker Heide (Stegemann 2002) fehlen Nachweise. Von der Heidepflege durch Schnitt oder Brand profitierte die Art in den Niederlanden stark, beginnend zwei Jahre nach der Maßnahme (den Boer & Van Dijk 1994).

Für Oberfranken wurde die Art einzig von „Kiefernheide“ und „am Haus“ in Grafenwöhr (als großem Truppenübungsplatz mit regelmäßigem Brandgeschehen und Heidelebensräumen) gemeldet (Hofmann et al. 2001).

<i>Amara famelica</i>	HMH: 51,2899 (<0,0001)	HMA>OM>FH> OMBR>(ORG)	ORG, FH, OMBR, OM, HMA, HMH	Keine	-; Höchster HT: -	<5°: n.s.
-----------------------	------------------------	-----------------------	-----------------------------	-------	-------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	N
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Offenbar bieten verheidete Hochmoore der Art im südlichen Mitteleuropa Lebensbedingungen.

Der höchste Chi²-Testwert für das Konvolut der Hochmoorheiden ist in Übereinstimmung mit der Literatur, doch gibt es dieser zufolge Habitate der Art auch in anderen Heide-artigen Lebensräumen. In der ISA wird nur für den Vergleich offener und bewaldeter Habitate auf Moorstandorten ein signifikanter Wert erreicht (für offene Moore).

Poecilus cupreus tritt (u.a.) sehr regelmäßig auf mesophilem bis feuchtem Grünland mittlerer Standorte auf (Literatur sh. bei den Kiefernwäldern) und wird in keiner Arbeit als tyrphophil oder gar tyrphobiont eingestuft (Hurka 1996, Koch 1989, Marggi 1992, GAC 2009). Die Art ist sehr hygrophil (Stufe 8 nach Alf (1990)).

Sie tritt in (temporären) Nassstellen der ostdeutschen Agrarlandschaft in hoher Stetigkeit und Abundanz auf, deutlich stärker als *P. versicolor* (Brose 2000). Handke (1996b) fand sie in lang überstautem Marschgrünland, stetiger und deutlich abundanter als *P. versicolor*. Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in sehr hoher Abundanz auf.

Brandt et al. (1960) fanden sie sehr stetig und sehr abundant auf lehmigem Acker westlich München. In revitalisierten oberfränkischen Auen (Metzner 2004) war sie stetig und abundant vertreten.

<i>Poecilus cupreus</i>	HMH: 35,9490 (<0,0001)	<u>Moore:</u> HMA>OM> NDW>OMBR> SPM; <u>zusammen:</u> TRSS>HMA> LITR>OM> NDW	NDW, FH, ORG, LITR, TRSS, WS: neg., KIE, KIHN, SSW, BRAS, SO, FH, NDW, OMBR, WS: neg., OM, HMA, HMI, HMH, SPM, FIM: neg., FIMA: neg., CARP, TRWS, LITR, GC, EHN, EI	TO, TM30, A, SR<1	Eiche, Kiefer; Höchster HT: SPM	<5°: 9,1204 (0,0025) (neg.)
-------------------------	---------------------------	---	---	----------------------	---------------------------------------	--------------------------------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	X	Zsf. Kon- gruenz Merkmale	+
-----------------------------	---	---	---	---	---------------------------------	---

Die Chi²-Testserien ergeben den höchsten Wert für Hochmoorheiden, mit Affinitäten zu Torf, Torfmoosdeckung und Säure. Weitere Habitatgruppen mit Affinität sind Eichen- und Kiefernwälder, insgesamt höchster HT das SPM. Zu kühlen Habitaten besteht ein negativer Bezug. Diese Testergebnisse sind von der Literatur, von der z.T. beschriebenen Hydrologie abgesehen, überwiegend nicht abgedeckt. Sie wären demnach als Fehleinstufungen bzw. unvollständig abgebildeter ökologischer Gradient zu interpretieren, da „normales“ Kulturgrünland nicht einbezogen wurde. Allerdings spiegeln die Testwerte durchaus einen realen Bezug zu Moor-Lebensräumen wider, den die Art regional zu besitzen scheint, und dies keineswegs nur als Irrgast. Sie vermag weitgehend intakte Hochmoore des SPM mit einer hohen Stetigkeit von 55% zu besiedeln, und muss daher – zumindest regional - als nicht moorspezifischer, aber regelmäßiger Bewohner eingestuft werden.

Zumindest in Norddeutschland und den Niederlanden ist *P. versicolor* die deutlich häufiger auch in Mooren auftretende Art (sh. bei dieser Art, Abschnitt Kiefernwald). In Bayern kommt hingegen *P. cupreus* deutlich eher in den Hochmooren vor. Besonders ausgeprägt ist dies im Südwesten Bayerns, wo sie auch in völlig intakt erscheinenden Moorzentren mit großer Regelmäßigkeit auftritt, und hier eine der stetigsten Arten ist. Da sie auch nicht nur oder ausschließlich in hydrologisch gestörten Bereichen dieser Moore auftritt, oder auf das Vorhandensein solcher Bereiche angewiesen zu sein scheint, kann sie zumindest in diesem Teil Bayerns wohl auch nicht als Störungszeiger offener Hochmoore gelten.

Lebia marginata ist Koch (1989) zufolge xerophil und besiedelt u.a. Wärmehänge und trockene Waldränder. GAC (2009) nennt für die östlichen Mittelgebirge trockenwarme Wälder und Gebüsche, Zwergstrauchheiden und Magerrasen, für das Alpenvorland trockene Sandheiden und -magerrasen. Nach Hurka (1996) werden feuchte, unbeschattete Habitate besiedelt, u.a. Weiden (Grünland). In der Schweiz ist die Art thermophil und v.a. auf *Calluna*, aber auch krautigen Blütenpflanzen gefunden worden (Marggi 1992). Wie alle heimischen *Lebia*-Arten lebt sie halbparasitisch an Blattkäfern (Chrysomelidae) in der Vegetation und wird daher nur ausnahmsweise mit Bodenfallen erfasst.

<i>Lebia marginata</i>	HMH: 23,7323 (<0,0001)	OMBR>ORG> HMA>MWSI> MWP	ORG, (NDW), OMBR, OM, HMA, HMH, (MWA), MWSI, MWP	n.t.	-; Höchster HT: -	n.t.
------------------------	---------------------------	-------------------------------	--	------	----------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	N	N	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der höchste χ^2 -Testwert für Hochmoorheiden deckt sich mit den Literaturangaben als Heidebewohner, auch wenn die Art auch in Bayern nicht auf Moorheiden begrenzt sein dürfte, sondern auch solche auf Sand besiedelt, die hier aber viel seltener als in Norddeutschland sind.

Die Literatur zu ***Amara communis* (s.str.)** ist nur sehr eingeschränkt auswertbar, dem Umstand geschuldet, dass diese kritische Art früher teilweise mit *Amara convexior*, und v.a. bis in die Gegenwart meist mit *A. makolskii* und *A. pulpani* zusammengefasst wurde bzw. immer noch wird (vgl. Kap. 2.1.3.). Irmeler & Gürlich (2004) zufolge besiedelt sie in Schleswig-Holstein „feuchtes bis trockenes Wirtschaftsgrünland“, bei einer Präferenz für „etwas feuchten, anmoorigen Boden“, ist dabei aber nicht auf Moorstandorte beschränkt, sondern kommt auch auf Feuchtheiden und feuchten *Molinia*-Beständen sandiger Standorte vor. In den Niederlanden (2000) werden ebenfalls verschiedene Grünlandstandorte, aber auch andere Habitate der als „mesophil“ eingestuft Art besiedelt. In Westfalen besiedelt sie v.a. frische bis feuchte Grasfluren, Hochstaudenbestände und Ruderalfluren (Schäfer 2007). Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat die Art abundant und deutlich abundanter als *A. convexior* auf.

<i>Amara communis</i> [s.str.]	HMH: 19,2419 (<0,0001)	Moore: OM>HMA> MHD>FH> ORG; zusammen: OM>NMO> MHD>NM> HMA	ORG, FEW, OM, HMA, HMH, MHD, NMO, (BRUS), (BRSI), NM	SR<1, (MM>3)	Au; Höchster HT: NMO	<5°: n.s.
--------------------------------	------------------------	--	--	--------------	----------------------	-----------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	+
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Der χ^2 -Maximalwert ist gering und lautet auf Hochmoorheiden, während in der ISA kein signifikanter Wert erzielt wird. Der Wert ist durchaus nachvollziehbar, da die von der Art geforderte Kombination aus Habitatfaktoren (feucht, jedoch nicht nass, unbeschattet) im Datenbestand vorwiegend in Hochmoor-Heiden realisiert sind, da „normale“ Grünlandstandorte (nichthydromorph, kein Torf) wie auch rein mineralisches Feuchtgrünland als durch Bewirtschaftung entstandene Offenland-Standorte nicht Teil des Untersuchungsansatzes und Datenbestandes sind. Die Art dürfte auch in Bayern in diesen Lebensräumen wichtige Teil-Vorkommen besitzen. Insgesamt sind die Verbreitung und die Habitatbindung in Deutschland und auch speziell in Bayern v.a. auch aufgrund der bisherigen taxonomischen Handhabung des Artkomplexes jedoch unzureichend bekannt (Müller-Kroehling 2014).

Zu weiteren Arten, die verheidete Moore mit *Calluna* mit denen der Sandheiden gemeinsam haben, wie ***Bembidion nigricorne***, siehe im Abschnitt Kiefernwald.

Ausgestorbene Arten der Heidemoore

Der in Bayern verschollene ***Carabus nitens*** (sh. auch im Abschnitt Kiefernwald) ist eine tyrphophile Art, die u.a. in **Heidemooren** lebt (z.B. Köhler & Stumpf 1992). Nüssler & Grämer (1966) nennen als Lebensraum u.a. „Moorwiesen, Flach- und Hochmoore.“ Turin et al. (2003) konstatieren eine „sonderbar ‚aufgeteilte‘ Habitatpräferenz“, die neben trockenen Habitaten auch „feuchte Wiesen, Sümpfe, Heiden und Moore mit *Erica*“ umfasst. Beispielsweise Mathyl (1990) fand sie in hoher Abundanz im verheideten Göldeitzer Hochmoor Mecklenburgs.

Ufer sekundärer Moorgewässer (MUF)

Bembidion articulatum ist ein Bewohner feuchten, schlammigen Rohbodens an Ufern, der aus Lehm/Ton oder organischem Substrat bestehen kann (Lindroth 1949, Irmeler & Gürlich 2004), auch in lichten Auwäldern mit entsprechenden Bedingungen (Marggi 1992, Hurka 1996), oder an temporären lehmig-schlammigen Feuchtstellen an Hangrutschungen (Baehr 1980) oder Tongruben (Lindroth 1986), reinen Sand aber vollständig meidend (Lindroth 1949). Kless (1961a) bezeichnet sie in der

Wutachschlucht als „für schlammige Ufer spezifisch.“ Barndt et al. (1991) klassifizieren das Schwerpunktorkommen für Berlin in „Kriechpflanzenrasen“, mit einem „Nebenvorkommen“ in „oligo- und mesotropher Verlandungsvegetation“, was die Moore mit einschließt. In Ostfennoskandien zeigt die Art eine „Vorliebe für ziemlich reich bewachsene Stellen mit verhältnismäßig wohlentwickelter Humusschicht“ (Palmen & Platonoff 1943). Mäßige Beschattung wird vertragen (Lindroth 1949).

Hurka (1960) fand sie in einem nordböhmischen Feuchtgebietskomplex im *Sphagnum*-Moor sowie in der Umgebung von Abbaustellen. Hartmann (1924) berichtet von einem Vorkommen u.a. in einem Badener Moorgebiet.

Auf regelmäßig überfluteten Auenwiesen unterschiedlicher Feuchte an der Elbe (Schanowski et al. 2009, Gerisch & Schanowski 2009a) trat sie in Einzeltieren auf. Temporäre Nassstellen der Agrarlandschaft (Brose 2000) werden nur teilweise, dann aber meist in hoher Abundanz besiedelt.

Contarini & Garagnani (1990) fanden die Art in Italien in offenen Habitaten auf Tonstandorten in hoher Stetigkeit. In Nordgalizien (Nordwestspanien) kommt sie u.a. auf tonigen Uferstandorten (Campos Gomez & Novoa Docet 2003), ist aber u.a. auch in Mooren zu finden (Campos & Novoa 2003).

Plachter (1983) fand die Art in Bayern auch an feuchten Abbaustellen unterschiedlichen Substrates. An Kiesbänken der Isar (Plachter 1986a) trat sie vereinzelt auf, nur in einem Fall etwas abundanter (lehmgemischte Kiesbank der Unteren Isar), und deutlich abundanter am sandigen Bachlauf des Brombachs. Metzner (2004) fing sie in revitalisierten oberfränkischen Auen nur in Einzeltieren auf (trockenem) Lehmrohboden.

<i>Bembidion articulatum</i>	MUF: 360,3973 (<0,0001)	HMA>OM>FH> OMBR>(ORG)	(ORG), FH, OMBR, OM, HMA, MUF	n.t.	Höchster HT: MUF	n.t.
------------------------------	----------------------------	--------------------------	-------------------------------------	------	---------------------	------

Zsf. Kongruenz Literatur	>	>	+	X	Zsf. Kongruenz Merkmale	K
-----------------------------	---	---	---	---	----------------------------	---

Moor-Ufer sind laut Literatur nicht der einzige Lebensraum, von einer Bindung daran kann keine Rede sein. Ufer künstlicher Gewässer in Hochmooren wie z.B. an Grabenstauwerken oder am Ufer von Torfstichen stellen aber auch laut Literatur eines der Habitate der Art dar. Welche Art Ufer bevorzugt wird, könnten nur umfangreichere Aufnahmen an verschiedenen Uferlebensräumen klären.

Nieder- und Übergangsmoore und Bruchwälder

Die Arten der Nieder- und Übergangsmoore und Bruchwälder werden im vorigen Abschnitt behandelt.

A.5.8.4. In angrenzenden Gebieten vorkommende Arten mit möglichem Habitatgruppenbezug

Zu *Agonum munsteri* sh. im vorigen Abschnitt, zu *Patrobus septentrionis* sh. beim Auwald.

Carabus clatratus ist eine Art mit einem bis nach Ostasien erstreckenden Verbreitungsgebiet, die u.a. auch verschiedene Moorhabitats besiedeln kann (Huk 1998, Williams & Gormally 2010). Sie kam zwar im Süden Thüringens vor (Arndt 1989), hat aber Bayern offenbar knapp nicht erreicht oder starb vor Beginn von Erhebungen aus. An ihrem südlichen Arealrand im mittleren Deutschland erfährt die Art derzeit eine Arealregression (Turin et al. 2003), so auch die Karte in Trautner et al. (2014). Sie ist teilweise flugfähig und „vermutlich migratorisch“ (Turin et al. 2003), so dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich die Art auch wieder ausbreiten wird, wenn die Habitat- und Klimabedingungen es zulassen. Ihr Verbreitungsbild (Turin et al. 2013) ist nicht ausgesprochen nordisch.

Artregister der Anlage 5

- Abax carinatus*: 59, 60, 61, 70
Abax ovalis: 7, 8, 9, 49, 50
Abax parallelepipedus: 26, 49, 51, 167, 168
Abax parallelus: 61, 75, 77
Acupalpus dubius: 315, 347
Acupalpus flavicollis: 315, 316, 341, 342
Acupalpus meridianus: 157
Agonum antennarium: 187, 293
Agonum duftschmidi: 293
Agonum emarginatum: 293, 294
Agonum ericeti: 122, 274, 278, 324, 326, 330, 332, 344, 345, 350, 352, 356
Agonum fuliginosum: 304, 305, 306, 338, 339
Agonum gracile: 308, 309, 314
Agonum hypocrita: 320, 328
Agonum lugens: 300
Agonum micans: 245, 246
Agonum muelleri: 94, 95, 258
Agonum munsteri: 343, 362
Agonum piceum: 298, 299
Agonum scitulum: 290, 314
Agonum sexpunctatum: 258, 352, 353
Agonum thoreyi: 307, 318
Agonum versutum: 291
Agonum viduum: 281, 282
Amara aenea: 197, 198
Amara apricaria: 224, 225
Amara aulica: 165, 282, 283
Amara bifrons: 173, 221, 222
Amara concinna: 229
Amara consularis: 143, 144
Amara convexior: 69, 70, 173, 190, 361
Amara cursitans: 163, 164
Amara curta: 151
Amara equestris: 173, 194, 195
Amara erratica: 128
Amara eurynota: 153
Amara famelica: 359
Amara familiaris: 160
Amara fulva: 213
Amara fusca: 108, 109
Amara gebleri: 292
Amara infima: 186
Amara ingenua: 206, 207
Amara lunicollis: 168, 169, 357
Amara makolskii: 67, 336, 337
Amara montivaga: 183
Amara municipalis: 205
Amara nigricornis: 117, 118
Amara plebeja: 160, 161
Amara praetermissa: 129
Amara pulpani: 146
Amara quenseli: 229
Amara schimperi: 262
Amara similata: 251, 252
Amara spreta: 179
Amara tibialis: 196, 197
Anchomenus dorsalis: 249
Anisodactylus binotatus: 351, 352
Aptinus bombardae: 18
Asaphidion austriacum: 270
Asaphidion curtum: 43, 283
Asaphidion flavipes: 42, 269
Badister bullatus: 259
Badister collaris: 319
Badister dilatatus: 295
Badister lacertosus: 249, 250
Badister meridionalis: 263, 264
Badister peltatus: 299
Badister sodalis: 296, 297
Badister unipustulatus: 295, 296
Bembidion articulatum: 361, 362
Bembidion assimile: 314
Bembidion biguttatum: 248
Bembidion bruxellense: 274, 275
Bembidion cruciatum bualei: 256
Bembidion decoratum: 253
Bembidion decorum: 271, 272
Bembidion deletum: 278, 279
Bembidion dentellum: 257
Bembidion doderoi: 53, 290
Bembidion femoratum: 227, 228, 265, 266
Bembidion guttula: 308
Bembidion humerale: 274, 346, 347, 349, 351
Bembidion illigeri: 266, 267
Bembidion incognitum: 262
Bembidion lampros: 156, 157, 286, 287
Bembidion mannerheimii: 93, 94, 297, 298
Bembidion monticola: 264
Bembidion nigricorne: 186, 361
Bembidion obliquum: 264
Bembidion properans: 169, 170, 247, 248
Bembidion punctulatum: 230, 265
Bembidion schueppelii: 257, 258
Bembidion starkii: 289
Bembidion tetracolum: 246, 247
Bembidion tibiale: 276, 277
Bembidion varium: 267, 268
Blethisa multipunctata: 318
Bradycellus caucasicus: 219, 220
Bradycellus ruficollis: 306, 358, 359
Bradycellus verbasci: 164, 165
Broscus cephalotes: 220, 221

<i>Calathus</i>	<i>Carabus</i>	<i>Diachromus</i>	<i>Harpalus</i>
<i>ambiguus</i> : 202	<i>menetriesi</i> : 132,	<i>germanus</i> : 98	<i>picipennis</i> : 144
<i>Calathus cinctus</i> :	235, 326, 327,	<i>Dromius angustus</i> :	<i>Harpalus</i>
204	332	185	<i>progreadiens</i> : 263
<i>Calathus erratus</i> :	<i>Carabus monilis</i> :	<i>Dromius</i>	<i>Harpalus pumilus</i> :
214, 215	63, 64	<i>fenestratus</i> : 116,	109, 180, 181
<i>Calathus fuscipes</i> :	<i>Carabus</i>	117	<i>Harpalus rubripes</i> :
152, 153	<i>nemoralis</i> : 82,	<i>Dromius</i>	192, 193
<i>Calathus</i>	84	<i>schneideri</i> : 185	<i>Harpalus rufipalpis</i> :
<i>melanocephalus</i> :	<i>Carabus</i>	<i>Dyschirius aeneus</i> :	191, 192
211	<i>problematicus</i> :	318	<i>Harpalus rufipes</i> :
<i>Calathus</i>	140, 143	<i>Dyschirius</i>	155, 156
<i>micropterus</i> :	<i>Carabus scheidleri</i> :	<i>globosus</i> : 311,	<i>Harpalus serripes</i> :
123, 124, 144,	38, 39	312, 337, 338	181
145	<i>Carabus sylvestris</i> :	<i>Dyschirius tristis</i> :	<i>Harpalus servus</i> :
<i>Calathus</i>	110, 111	314	178
<i>rotundicollis</i> :	<i>Carabus ulrichii</i> :	<i>Elaphropus</i>	<i>Harpalus</i>
202, 203	67, 68, 69	<i>quadrisignatus</i> :	<i>smaragdinus</i> :
<i>Callisthenes</i>	<i>Carabus violaceus</i>	262	207, 208
<i>reticulatus</i> : 228	(s.str.): 121, 122,	<i>Elaphropus</i>	<i>Harpalus solitarius</i> :
<i>Calodromius</i>	334, 335	<i>walkerianus</i> :	174, 348
<i>bifasciatus</i> : 109	<i>Carabus violaceus</i>	346, 350	<i>Harpalus</i>
<i>Calodromius</i>	<i>purpurascens</i> :	<i>Elaphrus aureus</i> :	<i>sulphuripes</i> : 229
<i>spilotus</i> : 137	103, 138, 139	252, 253, 270	<i>Harpalus tardus</i> :
<i>Calosoma</i>	<i>Chlaenius</i>	<i>Elaphrus cupreus</i> :	90, 91, 195, 196
<i>inquisitor</i> : 57, 58	<i>nigricornis</i> : 318	232, 233, 238,	<i>Harpalus</i>
<i>Calosoma</i>	<i>Chlaenius</i>	310	<i>xanthopus</i>
<i>sycophanta</i> : 59	<i>sulcicollis</i> : 320	<i>Elaphrus riparius</i> :	<i>winkleri</i> : 178
<i>Carabus arvensis</i> :	<i>Chlaenius vestitus</i> :	226, 227	<i>Lasiotrechus</i>
102, 118, 119,	250	<i>Elaphrus</i>	<i>discus</i> : 255, 256
175, 176, 328,	<i>Cicindela</i>	<i>uliginosus</i> : 317,	<i>Lebia</i>
339, 340	<i>campestris</i> : 146,	318	<i>cycanocephala</i> :
<i>Carabus auratus</i> :	354, 355	<i>Epaphius rivularis</i> :	99
43, 44	<i>Cicindela hybrida</i> :	238, 306, 328,	<i>Lebia marginata</i> :
<i>Carabus</i>	210, 211	330, 331	360
<i>auronitens</i> : 11,	<i>Cicindela sylvatica</i> :	<i>Epaphius secalis</i> :	<i>Leistus</i>
13	222, 223	310, 311, 342,	<i>ferrugineus</i> : 301,
<i>Carabus</i>	<i>Cicindela sylvicola</i> :	343, 354	302
<i>cancellatus</i> : 104,	225, 226	<i>Harpalus affinis</i> :	<i>Leistus montanus</i> :
105	<i>Clivina collaris</i> :	218, 219	131, 132
<i>Carabus clatratus</i> :	254, 255	<i>Harpalus anxius</i> :	<i>Leistus nitidus</i> : 37,
362	<i>Clivina fossor</i> : 239,	209, 210	38
<i>Carabus convexus</i> :	240	<i>Harpalus atratus</i> :	<i>Leistus piceus</i> : 35,
101, 139, 140	<i>Cychrus</i>	41, 42	36, 126
<i>Carabus coriaceus</i> :	<i>attenuatus</i> : 6, 7	<i>Harpalus</i>	<i>Leistus</i>
24, 26	<i>Cychrus</i>	<i>autumnalis</i> : 216	<i>rufomarginatus</i> :
<i>Carabus creutzeri</i> :	<i>caraboides</i> : 47,	<i>Harpalus</i>	46, 47, 100, 101
30	49	<i>distinguendus</i> :	<i>Leistus spinibarbis</i> :
<i>Carabus glabratus</i> :	<i>Cylindera arenaria</i> :	157, 158	17
20, 22	211	<i>Harpalus</i>	<i>Leistus terminatus</i> :
<i>Carabus</i>	<i>Cymindis</i>	<i>flavescens</i> : 225	238, 306, 307
<i>granulatus</i> : 233,	<i>humeralis</i> : 146,	<i>Harpalus griseus</i> :	<i>Licinus</i>
234, 235	147	198, 199	<i>hoffmannseggii</i> :
<i>Carabus hortensis</i> :	<i>Cymindis</i>	<i>Harpalus laevipes</i> :	29
105, 108	<i>macularis</i> : 223,	161, 163	<i>Limodromus</i>
<i>Carabus intricatus</i> :	224	<i>Harpalus latus</i> : 86,	<i>assimilis</i> : 51, 71,
15, 16, 101, 189	<i>Cymindis</i>	88	73, 279, 281
<i>Carabus</i>	<i>vaporariorum</i> :	<i>Harpalus</i>	<i>Limodromus</i>
<i>irregularis</i> : 31,	176, 177, 356,	<i>luteicornis</i> : 182,	<i>longiventris</i> : 320
32, 33	357	244, 245	<i>Loricera pilicornis</i> :
<i>Carabus linnei</i> : 19,	<i>Demetrias</i>	<i>Harpalus</i>	238, 239
20, 127	<i>imperialis</i> : 318	<i>marginellus</i> : 182	

<i>Masoreus</i>	<i>Oxypselaphus</i>	<i>Pterostichus</i>	<i>Pterostichus</i>
<i>wetterhallii</i> : 204, 205	<i>obscurus</i> : 275, 276	<i>cristatus</i> : 53	<i>unctulatus</i> : 22, 23, 336
<i>Microlestes</i>	<i>Panagaeus</i>	<i>Pterostichus</i>	<i>Pterostichus</i>
<i>minutulus</i> : 189, 190	<i>bipustulatus</i> : 154, 155	<i>diligens</i> : 313, 322, 324	<i>vernalis</i> : 353, 354
<i>Miscodera arctica</i> : 228	<i>Panagaeus</i>	<i>Pterostichus</i>	<i>Sericoda</i>
<i>Molops elatus</i> : 10, 11, 49	<i>cruxmajor</i> : 301	<i>fasciato-</i> <i>punctatus</i> 34, 35, 52, 286	<i>bogemanni</i> : 187
<i>Molops</i>	<i>Paradromius</i>	<i>Pterostichus</i>	<i>Sericoda</i>
<i>piceus_SUM</i> : 79	<i>longiceps</i> : 318	<i>gracilis</i> : 261	<i>quadripunctata</i> : 148, 187
<i>Nebria brevicollis</i> : 130, 171, 172, 242, 244	<i>Paranchus albipes</i> : 253, 254	<i>Pterostichus</i>	<i>Stenolophus</i>
<i>Nebria picicornis</i> : 265	<i>Paratachys</i>	<i>hagenbachii</i> : 54	<i>mixtus</i> : 316, 317
<i>Nebria rufescens</i> : 255	<i>bistriatus</i> : 137, 138	<i>Pterostichus illigeri</i> <i>sudeticus</i> : 132	<i>Stomis pumicatus</i> : 260, 261
<i>Nebria salina</i> : 193, 194	<i>Patrobus assimilis</i> : 238, 306, 326, 328, 329, 330, 332	<i>Pterostichus</i>	<i>Syntomus</i>
<i>Notiophilus</i>	<i>Patrobus atrorufus</i> : 231, 232, 238, 280	<i>madidus</i> : 39, 40, 285	<i>foveatus</i> : 208, 209
<i>aestuans</i> : 200, 201	<i>Patrobus australis</i> : 291, 314	<i>Pterostichus</i>	<i>Syntomus</i>
<i>Notiophilus</i>	<i>Patrobus</i>	<i>melanarius</i> : 79, 81	<i>obscuroguttatus</i> : 292
<i>aquaticus</i> : 166, 167, 348, 349	<i>septentrionis</i> : 291, 362	<i>Pterostichus</i>	<i>Syntomus</i>
<i>Notiophilus</i>	<i>Patrobus styriacus</i> : 54, 231, 293, 320	<i>melas</i> : 70, 71	<i>truncatellus</i> : 199, 200
<i>biguttatus</i> : 27, 28, 170, 171	<i>Philorhizus</i>	<i>Pterostichus minor</i> : 303, 340, 341	<i>Synuchus nivalis</i> : 71, 91, 93
<i>Notiophilus</i>	<i>notatus</i> : 18, 19	<i>Pterostichus</i>	<i>Trechoblemus</i>
<i>germiny</i> : 134, 136	<i>Philorhizus sigma</i> : 291	<i>negligens</i> : 132	<i>micros</i> : 255, 256
<i>Notiophilus</i>	<i>Platynus livens</i> : 36, 37, 287, 288	<i>Pterostichus niger</i> : 73, 75, 284, 285	<i>Trechus alpicola</i> : 23, 125, 132, 333
<i>palustris</i> : 84, 85, 173	<i>Platynus</i>	<i>Pterostichus nigrita</i> (s.str.): 272, 273, 313	<i>Trechus</i>
<i>Notiophilus rufipes</i> : 65, 66	<i>scrobiculatus</i> : 34, 35, 41, 52, 286	<i>Pterostichus</i>	<i>montanellus</i> : 343
<i>Ocys harpaloides</i> : 292	<i>Poecilus cupreus</i> : 95, 96, 172, 173, 360	<i>oblongo-</i> <i>punctatus</i> : 88, 90	<i>Trechus obtusus</i> : 270, 271
<i>Odocantha</i>	<i>Poecilus lepidus</i> : 217, 218	<i>Pterostichus</i>	<i>Trechus pilisensis</i> : 273, 274, 337
<i>melanura</i> : 318	<i>Poecilus versicolor</i> : 158, 159, 217	<i>ovoideus</i> : 62, 63	<i>Trechus pulchellus</i> : 53
<i>Olisthopus</i>	<i>Pterostichus</i>	<i>Pterostichus</i>	<i>Trechus</i>
<i>rotundatus</i> : 149, 151	<i>aethiops</i> : 113, 115	<i>panzeri</i> : 53	<i>rotundipennis</i> : 53
<i>Oodes helopioides</i> : 305	<i>Pterostichus</i>	<i>Pumilio</i> : 112, 113, 336	<i>Trechus rubens</i> : 115, 116, 288, 289, 314
<i>Ophonus azureus</i> : 153, 154	<i>anthracinus</i> : 240, 241, 310	<i>quadrioveolatus</i> : 148, 149, 187	<i>Trechus</i>
<i>Ophonus laticollis</i> : 268, 269	<i>Pterostichus</i>	<i>rhaeticus</i> : 313, 324, 325, 356	<i>splendens</i> : 120, 333, 334
<i>Ophonus</i>	<i>aterrimus</i> : 319, 328, 350	<i>Pterostichus</i>	<i>Trichocellus</i>
<i>puncticeps</i> : 206	<i>Pterostichus</i>	<i>selmanni</i> : 29	<i>cognatus</i> : 315, 320
<i>Ophonus</i>	<i>aterrimus</i> : 319, 328, 350	<i>Pterostichus</i>	<i>Trichocellus</i>
<i>rufibarbis</i> : 251	<i>burmeisteri</i> : 3, 5, 8	<i>strenuus</i> : 236, 238	<i>placidus</i> : 315
<i>Oreonebria</i>		<i>Pterostichus</i>	<i>Trichotichnus</i>
<i>castanea</i> : 130, 131		<i>subsinnuatus</i> : 132	<i>laevicollis</i> : 13, 15
		<i>Pterostichus</i>	<i>Trichotichnus</i>
		<i>transversalis</i> : 34, 41	<i>nitens</i> : 44, 45

Beilage: Alphabetisches Verzeichnis der wichtigsten Abkürzungen

Die vollständigen Abkürzungen finden sich in Anlagen A1 (Habitattypen und -gruppen) und A.2.3 (Abkürzungen)

§30	§30 BNatschG
ADF	Adoxo-Aceretum (Moschuskraut-Eschen-Bergahornwald)
AF	Asperulo-Fagetum (Waldmeister-Buchenwald)
arb.	vorwiegend arboricole Art
ASK	Artenschutzkartierung bzw. deren Daten beinhaltende Datenbank des LFU
AT	Aceri-Tilietum (Ahorn-Linden-Schluchtwald)
BA	Baumart
BGR	Biogeographische Region der FFH-Richtlinie (kont. = kontinentale; alp. = alpine)
BMW	Bergmischwald
BPV	Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi (Fichten-Moorrandwald)
Bu	Buche
BWI	Bundeswaldinventur
CEA	Carex elongatae-Alnetum (Walzenseggen-Erlen-Bruchwald)
CPI	Cladonio-Pinetum (Flechten-Kiefernwald)
CRF	Carici remotae-Fraxinetum (Winkelseggen-Eschenwald)
CVP	Calamagrostio villosae-Piceetum bazzanietosum (Aufichtenwald)
DCA	Detrended Correspondence Analysis
DPI	Dicrano-Pinetum (Weißmoos-Kiefernwald)
EF	Equiseto-Fraxinetum (Schachtelhalm-Eschen-Sumpfwald)
Ei	Eiche
FA	Fraxino-Aceretum (Ahorn-Eschen-Schluchtwald)
FBL	Fichten-Blockwald
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
Fi	Fichte
FW	Feuchthabitat (Feuchtwald und offene Feuchthabitate), mineralisch und organisch
GC	Galio-Carpinetum (Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald)
(h)pnV	(heutige) potenziell natürliche Vegetation
HF	Hordelymo-Fagetum (Waldgersten-Buchenwald)
HLF	Hochlagen-Fichtenwald (Piceetum subalpinum)
HT	Habitattyp
HTB	Habitattypengruppe auf Basis der Bestockung; Ziffernzusatz = 3 Aggregationsebenen
HTG	Habitattypengruppe
HTS	Habitattypengruppe auf Basis des Standorts; Ziffernzusatz = 3 Aggregationsebenen
Ind. Val.	Indicator Value der ISA
ISA	Indicator Species Analysis
IV	Indicator Value der ISA (syn. Ind. Val.)
k.V.	kein Vorkommen
Kie	Kiefer
KF	Kahlfläche
KIS	Kiefernforst auf Sand
Lbw.	Laubwald
LF	Luzulo-Fagetum (Hainsimsen-Buchenwald)
LRT	FFH-Lebensraumtyp
LW	Landwald (Landhabitate); Gegenstück zu Feuchtwald (Feuchthabitate)
N	Anzahl
n/a	nicht zutreffend („not applicable“)
NW	Nachweise
Org.	Organischer Standort, Habitat auf organischem Standort
p.p.	pro parte; teilweise
PMS	Pinus mugo-Sphagnetum (Latschenfilz)
PRF	Pruno-Fraxinetum (Traubenkirschen-Eschenwald)
SAL	Salicetum albae (Silberweiden-Weichholzauwald)
SHK	Schneeheide-Kiefernwald (Erico-Pinetum u.a.)
SPM	Sphagnetum magellanici (Bunttorfmoos-Gesellschaft)
ST_	Stetigkeit (%)
STO	Standort (im forstlichen Sinne; d.h. alle Merkmale, die die Standortbedingungen prägen)
Ta	Tanne
TH	Totholz
TI_	Treue auf Basis der Individuenzahl
TS_	Treue auf Basis der Probeflächen
VPR	Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae (Spirkenfilz)
VPS	Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris (Kiefern-Moorwald)
VUB	Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis (Moorbirken-Moorwald)
VUP	Vaccinio uliginosi-Piceetum (Fichten-Hochlagenfilz)
WS	Waldstandort (waldfähiger Standort)

Beilage zu Anlage 5 in Müller-Kroehling (2015)

(Auszug aus Kapiteln 2.3.3. und 2.3.4. mit den Tabellenköpfen und Symbolen)

Tabellenkopf der zusammenfassenden Kurztabelle zu den wichtigsten Chi²-Testwerten der Art:

Kurztabelle mit den wichtigsten Chi²-Testwerten der Art

Artname (ggfs. Unterart)	Höchster Chi ² -Testwert (im Kontext der Habitatgruppe)	Nächst höchste fünf Testwerte (im Kontext der Habitatgruppe)	Alle signifikanten Testwerte	Alle signifikanten Testwerte auf für das Habitat relevante Merkmale (im Kontext der Habitatgruppe)	Weitere Habitatgruppen mit Relevanz für die Art; Nennung des insgesamt höchsten HT-Testwertes	Getestete Klimafaktoren
--------------------------	--	--	------------------------------	--	---	-------------------------

Tabellenkopf der zusammenfassenden Kurztabelle zur Literaturreferenzierung der Art:

Zsf. Kongruenz Literatur	1	2	3	4	Zsf. Kongruenz Merkmale	5
--------------------------	---	---	---	---	-------------------------	---

Dabei bedeuten:

1	Übereinstimmung des höchsten Chi ² -Wertes der Art mit der Literatur aus dem südlichen Deutschland/südlichen Mitteleuropa
2	Übereinstimmung des höchsten Chi ² -Wertes der Art mit der Literatur aus anderen Regionen (incl. Alpen), v.a. aus Referenzregionen
3	Übereinstimmung der Literaturangaben zu Habitatschlüsselmerkmalen der Art mit den Schlüsselmerkmalen des Habitates
4	Erhebliche Vorkommen lt. Literatur auch in anderen Habitaten, die nicht einbezogen wurden, v.a. Kulturhabitats des Offenlandes
5	Übereinstimmung der Chi ² -Testwerte zu Schlüsselmerkmalen der Art zu den Schlüsselmerkmalen des Habitates

Symbole für die Einträge in den Spalten der Kurztabelle:

+	Übereinstimmung bzw. Kongruenz (in Punkto der naturnahen Habitats), so dass kein Widerspruch besteht und es plausibel erscheint, dass die Art tatsächlich für dieses Konvolut ihre maximale Affinität aufweist
++	(bei den Merkmalen) Bezug zu weitgehend allen bzw. den wichtigsten Merkmalen, neben Standortmerkmalen auch Strukturmerkmalen wie Totholz
N	keine Nennung (bei Punkten 3 und 4) bzw. kein entsprechendes Testergebnis (bei Punkt 5)
K	kein Test möglich (z.B. da Art nur im Datensatz II vorhanden)
>	Einstufung lt. Literatur weiter gehend oder überwiegend anders
<	Einstufung lt. Literatur enger als Testergebnisse (gilt für CA-Algorithmus wie ,+')
<>	Einstufung lt. Literatur z.T. weiter, z.T. aber auch enger als Testergebnis, oder völlig abweichend