



Technische Universität München
Lehrstuhl für Tierökologie

Diversität der Insektenfauna europäischer Buchenwälder
(*Asperulo-Fagetum*)
in einem biogeografischen Gradienten

Tobias Johann Sebastian Zehetmair

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 Naturwissenschaften genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Dr. R. Mosandl

Prüfer der Dissertation

1. Univ.-Prof. Dr. R. Schopf (i.R.)
2. Univ.-Prof. Dr. A. Fischer

Die Dissertation wurde am 22. Januar 2015 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 19. März 2015 angenommen.

Die schöne Buche



*Ganz verborgen im Wald kenn ich ein Plaetzchen, da stehet
Eine Buche, man sieht schoener im Bilde sie nicht.
Rein und glatt, in gediegenem Wuchs erhebt sie sich einzeln,
Keiner der Nachbarn ruehrt ihr an den seidenen Schmuck.
Rings, soweit sein Gezweig der stattliche Baum ausbreitet,
Gruenet der Rasen, das Aug still zu erquicken, umher;
Gleich nach allen Seiten umzirket er den Stamm in der Mitte;
Kunstlos schuf die Natur selber dies liebliche Rund.
Zartes Gebuesch umkraenzet es erst; hochstaemmige Baeume,
Folgend in dichtem Gedraeng, wehren dem himmlischen Blau.
Neben der dunkleren Fuelle des Eichbaums wieget die Birke
Ihr jungfraeuliches Haupt schueechtern im goldenen Licht.
Nur wo, verdeckt vom Felsen, der Fusssteig jaeh sich hinabschlingt,
Laesset die Hellung mich ahnen das offene Feld.
- Als ich unlaengst einsam, von neuen Gestalten des Sommers
Ab dem Pfade gelockt, dort im Gebuesch mich verlор,
Fuehrt' ein freundlicher Geist, des Hains auflauschende Gottheit,
Hier mich zum erstmal, ploetzlich, den Staunenden, ein.
Welch Entzuecken! Es war um die hohe Stunde des Mittags,
Lautlos alles, es schwieg selber der Vogel im Laub.
Und ich zauderte noch, auf den zierlichen Teppich zu treten;
Festlich empfang er den Fuss, leise beschnitt ich ihn nur.
Jetzo gelehnt an den Stamm (er traegt sein breites Gewoelbe
Nicht zu hoch), liess ich rundum die Augen ergehn,
Wo den beschatteten Kreis die feurig strahlende Sonne,
Fast gleich messend umher, saeumte mit blendendem Rand.
Aber ich stand und ruehrte mich nicht; daemonischer Stille,
Unergruendlicher Ruh lauschte mein innerer Sinn.
Eingeschlossen mit dir in diesem sonnigen Zauber-
Guertel, o Einsamkeit, fuehlt ich und dachte nur dich!*

Eduard Mörike (1804-1875)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	- 3 -
Abbildungsverzeichnis	- 5 -
Tabellenverzeichnis	- 7 -
1 Einleitung	- 9 -
2 Material und Methoden	- 14 -
2.1 Untersuchungsgebiete	- 14 -
2.1.1 Klimatische Einordnung der 24 Untersuchungsbestände.....	- 17 -
2.2 Auswahl der Untersuchungsbestände und Probekreise.....	- 18 -
2.3 Insektenaufnahmen.....	- 20 -
2.4 Auswertungen der Insektenfauna	- 22 -
2.5 Biotische und abiotische Parameter	- 22 -
2.5.1 Klimaparameter	- 22 -
2.5.2 Geografische Parameter	- 23 -
2.5.3 Strukturparameter.....	- 23 -
2.5.4 Genetische Struktur der Probebäume.....	- 25 -
2.6 Auswertung	- 26 -
3 Ergebnisse	- 34 -
3.1 Verteilung der Insektenfauna	- 34 -
3.1.1 Abundanz.....	- 34 -
3.1.2 Vergleich der Individuenzahlen über Klimabereiche.....	- 35 -
3.1.3 Klimatischer Einfluss auf Ordnungsebene.....	- 37 -
3.2 Gamma-Diversität der Käfer und Zikaden.....	- 41 -

3.3	Alpha-Diversität der Käfer und Zikaden.....	- 47 -
3.3.1	Artenzahlen der Klimabereiche.....	- 47 -
3.3.1.1.	<i>Kumulative Artenzahlen</i>	- 47 -
3.3.1.2.	<i>Beobachtete- und erwartete Artenzahlen</i>	- 50 -
3.3.2	Kombinierter Einfluss von Klima, Geografie und Bestandesstruktur auf die Artengemeinschaften.....	- 54 -
3.3.3	Einfluss der Bestandesstrukturen auf die Käfer- bzw. Zikadengemeinschaften	- 56 -
3.3.3.1.	<i>Ordination der Artengemeinschaften</i>	- 47 -
3.3.3.2.	<i>Direkter Einfluss der Strukturparameter auf die Artenzahlen</i>	- 47 -
3.3.4	Wichtung von Strukturparametern	- 63 -
3.4	Beta-Diversität der Käfer- und Zikaden.....	- 65 -
3.4.1	Beta-Diversität der Käfergruppen- und Zikaden in den vier Klimabereichen	- 66 -
3.4.2	Einfluss von biotischen und abiotischen Parametern auf die beta-Diversität	- 69 -
4	Diskussion	- 85 -
	Zusammenfassung	- 108 -
	Summary	- 110 -
	Literaturverzeichnis	- 112 -
	Anhang	- 125 -
	Danksagung	- 166 -
	Eidesstattliche Erklärung	- 168 -
	Veröffentlichungen	- 169 -
	Curriculum Vitae	- 170 -

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1. Lage der 12 Untersuchungsgebiete in Europa	- 15 -
Abb. 2. Scatterplot zur Darstellung der vier Klimabereiche.....	- 17 -
Abb. 3. Darstellung des digitalen Gitternetzes	- 19 -
Abb. 4. Darstellung der Probebäume.....	- 20 -
Abb. 5. Darstellung der verwendeten Fallensysteme im Kronenraum	- 21 -
Abb. 6. Boxplots der logarithmierten Individuenzahlen aller 12 Ordnungen in den vier Klimabereichen	- 36 -
Abb. 7. 'Effect-Plots' zur Darstellung der Abhängigkeit der gefangenen Individuen aller 12 Ordnungen von der Jahresdurchschnitts-Temperatur und dem Jahres-Niederschlag sowie deren Zuordnung zu den vier Reaktionstypen.....	- 39 -
Abb. 8. Darstellung des geografischen Raums der Untersuchung	- 41 -
Abb. 9. Darstellung der kumulativen Artenzahlen ('species accumulation curves') für die fünf Insektengruppen über den gesamten geografischen Gradienten	- 42 -
Abb. 10. Venn Diagramm der Verteilung der Käferarten	- 43 -
Abb. 11. 'Species accumulation curves' für die fünf Insektengruppen in den vier Klimabereichen	- 49 -
Abb. 12. Boxplots der Verteilung der beobachteten und erwarteten Artenzahlen in den vier Klimabereichen	- 53 -
Abb. 13. Varianz-Partitionierung der erklärten Varianz R^2 der fünf Insektengemeinschaften	- 55 -
Abb. 14. Kanonische Korrespondenzanalyse über die Strukturparameter	- 58 -
Abb. 15. 'Effect-Plots' der Strukturparameter (Modell I)	- 62 -
Abb. 16. 'Effect-Plots' der Heterozygotie (Modells II).....	- 63 -
Abb. 17. Entscheidungsbäume (Strukturparameter).....	- 64 -

Abb. 18. Boxplots der beta-Diversitäten der fünf Gruppen über den gesamten geografischen Gradienten	- 66 -
Abb. 19. Darstellung der beta-Diversitäten der fünf Gruppen innerhalb der vier Klimabereiche über Boxplots und Centroiden.....	- 68 -
Abb. 20. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' und der 'Klimatischen Distanz'	- 72 -
Abb. 21. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' und der 'Geografischen Distanz'	- 74 -
Abb. 22. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' und der 'Strukturellen Distanz'	- 76 -
Abb. 23. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' und der 'Genetischen Distanz'	- 78 -
Abb. 24. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Klimatische Distanz \leftrightarrow beta-Diversität.....	- 80 -
Abb. 25. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Geografische Distanz \leftrightarrow beta-Diversität.....	- 81 -
Abb. 26. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Strukturelle Distanz \leftrightarrow beta-Diversität.....	- 82 -
Abb. 27. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden der Korrelation Genetischen Distanz \leftrightarrow beta-Diversität.....	- 83 -

Tabellenverzeichnis

Tab. 1. Geografische und topografische Angaben zu den 24 Untersuchungsbeständen	- 16 -
Tab. 2. Einteilung der 24 Untersuchungsbestände in die zuvor definierten Klimabereiche	- 18 -
Tab. 3. Übersicht der verwendete Klimaparameter	- 23 -
Tab. 4. Übersicht der verwendeten Strukturparameter	- 24 -
Tab. 5. Übersicht über die verwendeten, statistischen Verfahren	- 27 -
Tab. 6. Übersicht über die verwendeten Prozeduren.....	- 28 -
Tab. 7. Übersicht über die verwendeten Grafiken.....	- 29 -
Tab. 8. Erläuterung der verwendeten, statistischen Verfahren.....	- 30 -
Tab. 9. Erläuterung der verwendeten Prozeduren	- 31 -
Tab. 10. Individuenzahlen und Anteile der 12 Insektenordnungen.....	- 34 -
Tab. 11. Zuordnung der 12 Insektenordnungen zu den vier Reaktionstypen.....	- 40 -
Tab. 12. Darstellung der Zusammensetzung der fünf Insektengruppen über Familien und Arten	- 44 -
Tab. 13. Überblick über die Dominanzverhältnisse der 25 dominanten Käfer – und Zikadenfamilien, sowie die Anzahl der singletons	- 45 -
Tab. 14. Überblick über die 15 dominanten Käferarten	- 46 -
Tab. 15. Beobachtete (S.obs) und erwartete (Chao1) Gesamt-Artenzahlen der fünf Gruppen, über den gesamten geografischen Raum.....	- 46 -
Tab. 16. Signifikanzwerte des Paarvergleichs der kumulativen Artenzahlen zwischen den vier Klimabereichen.....	- 50 -
Tab. 17. Beobachtete (S.obs) und erwartete (Chao1) Artenzahlen der fünf Gruppen in den vier Klimabereichen.....	- 51 -

Tab. 18. Darstellung der berechneten Einzelwerte der Varianzerklärung aus der Varianzpartitionierung	- 56 -
Tab. 19. Ergebnisse der Signifikanztests der einzelnen Strukturparameter aus der Ordination (CCA)	- 59 -
Tab. 20. Ergebnisse der linearen gemischten Modelle	- 61 -
Tab. 21. Ergebnisse der beta-Diversitätsvergleiche über alle Klimabereiche und einzeln zwischen den vier Klimabereichen	- 69 -
Tab. 22. Ergebnisse der Mantel-Tests	- 70 -
Tab. 23. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Klimatische Distanz ↔ beta-Diversität	- 80 -
Tab. 24. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Geografische Distanz ↔ beta-Diversität	- 81 -
Tab. 25. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Strukturellen Distanz ↔ beta-Diversität.....	- 82 -
Tab. 26. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden bei der Korrelation Genetische Distanz ↔ beta-Diversität.....	- 83 -
Tab. 27. Maximale Veränderung Δ der beta-Diversität.....	- 84 -

1 Einleitung

Wälder sind unverzichtbare Lebensräume für die Biodiversität Europas (Ishii *et al.*, 2004; Tews *et al.*, 2004; Remm & Lohmus, 2011; Cale *et al.*, 2013). Ohne die Anteile der Russischen Föderation bedecken sie mit über 200 Millionen Hektar (ha) ungefähr ein Drittel der terrestrischen Fläche des Kontinents (FOREST EUROPE *et al.*, 2011), wovon der Großteil (97 %) forstwirtschaftlich genutzt wird (FAO, 2011). Typisch für Wälder ist ihre dreidimensionale Struktur, deren Ausprägung die vorhandene Artenvielfalt charakterisiert (Ishii *et al.*, 2004; Remm & Lohmus, 2011; Cale *et al.*, 2013). Die Qualität dieser Lebensräume ist dabei von entscheidender Bedeutung für viele waldbewohnende Vögel (Pinotti *et al.*, 2012), Säugetiere (Lacki *et al.*, 2007) und Insekten (Russo *et al.*, 2011; Gossner *et al.*, 2013c). Speziell der Kronenraum gilt als einer der wichtigsten, aber auch als einer der gefährdetsten, terrestrischen Lebensräume für viele Tier- und Pflanzenarten (Ozanne *et al.*, 2003). Es wird angenommen, dass allein 20-25 % der weltweit geschätzten 2 bis 7,4 Mio. Arthropodenarten (Hamilton *et al.*, 2010) direkt an den Kronenraum gebunden sind (Sorensen, 2004). Dort bilden sie die Basis für unzählige Nahrungsnetzwerke und sorgen als Primär- und Sekundärkonsumenten sowie als Detritivoren und Bestäuber für ein Fortbestehen dieser Biome (Clinton *et al.*, 1993; Lewis, 1997). Daher ist die Erforschung dieser komplexen Ökosysteme essentiell, um zu verstehen, wie sich natürliche Prozesse und anthropogene Einflüsse auf die Biodiversität auswirken (Hsieh & Linsenmair, 2011). Trotzdem wurde die Kronenforschung in den Wäldern der gemäßigten Breiten lange vernachlässigt (Ulyshen & Hanula, 2007), im Gegensatz zu zahlreichen Studien aus tropischen Regionen (Basset *et al.*, 2012; Wardhaugh *et al.*, 2013a; Wardhaugh *et al.*, 2013b). Erst in den letzten Jahren rückte „Canopy-Research“ auch außerhalb der Tropen in den Fokus der ökologischen Forschung, im Speziellen auch die dort vorkommenden Arthropodengemeinschaften (Southwood *et al.*, 2004; Hirao *et al.*, 2007; Floren & Schmidl, 2008; Müller *et al.*, 2012).

Die Europäische Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) gilt als die wichtigste Laubbaumart Europas (Gessler *et al.*, 1998), sowohl wirtschaftlich als auch unter dem Gesichtspunkt des durch den Klimawandel notwendigen Waldumbaus (Mette *et al.*, 2013; Reyer *et al.*, 2014; Tegel *et al.*, 2014). Aufgrund der Beschränkung ihrer Verbreitung auf den Kontinent tragen die europäischen Länder eine besondere Verantwortung zum Schutz und Erhalt der Buchenwaldgesellschaften und

deren charakteristischen Zönosen. Durch die Etablierung von Einzelschutzgebieten oder des transnationalen Schutzgebiets-Netzwerks NATURA 2000, das sich an Schutzgebieten der Vogelschutzrichtlinie (European Council, 1979) und der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (European Council, 1992) orientiert, versucht die Europäische Union dieser Verantwortung gerecht zu werden. Hierbei steht vor allem der Erhalt und die Wiederherstellung eines „günstigen Erhaltungszustands“ (Favourable Conservation Status – FCS) der Lebensräume und Arten im Vordergrund (Maiorano *et al.*, 2007; Evans & Arvela, 2011; Opermanis *et al.*, 2012). Auch deshalb hat die Buchenwaldforschung in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen, wobei der Fokus aber vor allem auf Schutzgebieten lag, wie z. B. Nationalparke oder Naturwaldreservate wohingegen bewirtschafteten Wälder selten betrachtet wurden.

Die meisten Untersuchungen bezüglich Arthropoden, konzentrieren sich dabei auf die Gilde der xylobionten Käfer (Buse *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2008; Müller *et al.*, 2012; Horak & Pavlicek, 2013; Leather, 2013), wohingegen andere Gruppen wie Spinnen (Hsieh & Linsenmair, 2011), Laufkäfer (Jelaska *et al.*, 2011), Wanzen (Sobek *et al.*, 2009a), Hymenopteren (Sobek *et al.*, 2009c) oder die gesamte Käfergemeinschaft (Sobek *et al.*, 2009b) eher selten beachtet werden. Die Gruppe der xylobionten Käfer wird oft als bevorzugte Indikatorgruppe für die Bewertung des ökologischen Zustands, insbesondere der Naturnähe von Wäldern herangezogen (Lachat *et al.*, 2012), da sie zu den am besten untersuchten Gilden gehört und zudem sehr sensitiv auf Umwelteinflüsse und anthropogene Veränderungen ihrer Lebensräume reagiert (Brunet & Isacson, 2009; Irmeler *et al.*, 2010; Lachat *et al.*, 2012). Dadurch sind die xylobionten Käfer in den Roten Listen, speziellen Naturschutzmaßnahmen oder wissenschaftlichen Untersuchungen oftmals sehr prominent vertreten, wohingegen andere Gilden, wie z. B. phytophage Käfer vernachlässigt werden (Brustel, 2004).

Zahlreiche Beispiele zeigen, dass die faunistische Diversität direkt im Zusammenhang mit der Diversität der Pflanzengesellschaft steht (Frenzel & Brandl, 2001; Moir *et al.*, 2010). Ziel dieser Arbeit war es daher, die Insektendiversität umfassender auf Ordnungsebene, sowie die Arten-Diversität der Käfer insgesamt und ökologisch gildendifferenziert, im Kronenraum einer einzigen Buchenwald-Gesellschaft zu bewerten. Um die Nahrungsnischen der Buche weiter zu fassen, wurden neben den Käfern (beißende Mundwerkzeuge) auch die Zikaden (stechend-saugende Mundwerkzeuge) behandelt. Ziel dieser Arbeit war es nicht, Buchenbestände mit einem hohen Schutzstatus, wie z. B. Naturschutzgebiete, Naturwaldreservate oder Nationalparke zu

untersuchen, sondern forstlich genutzte Wälder. Um vergleichbare Untersuchungsbedingungen zu gewährleisten und den oben genannten Einfluss der Vegetation zu standardisieren wurden nur Bestände ausgewählt, die dem Buchenwaldtyp *Asperulo-Fagetum* (Lebensraum-Code 9130, European Commission (2007)) zugeordnet sind. Außerdem mussten alle Bestände innerhalb der gleichen Altersspanne liegen und als Hochwald bewirtschaftet werden.

Das *Galio odorati-Fagenion* (Waldmeister-Buchenwälder, oder auch Mull-Buchenwälder) bildet den zentralen Buchenwald-Unterverband innerhalb der Rotbuchen- und Buchen-Tannenwälder (*Fagion sylvaticae* LIQUET 1926). Die beiden Assoziationen *Galio odorati-Fagetum* (Waldmeister-Buchenwald) und *Hordelymo-Fagetum* (Waldgersten-Buchenwald, oder auch frischer Kalkbuchenwald) werden als Lebensraumtyp (LRT) *Asperulo-Fagetum* zusammengefasst (European Commission (2007)). Dieser LRT kommt vor allem auf kalkhaltigen und neutralen aber basenreichen Böden der planaren bis montanen Stufe vor und ist gekennzeichnet durch das Fehlen eigener Charakterarten, sowie der Ausbildung einer geophytenreichen Krautschicht. Neben der Rotbuche als einziger Hauptbaumart treten vor allem Eichen (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) als Begleitbaumarten auf. In höheren Lagen (Bergmischwälder basenreicher Böden) können auch noch die Weißtanne (*Abies alba*) und die Fichte (*Picea abies*) beigemischt sein (Walentowski et al., 2004). Als „Zentral-Assoziation“ der europäischen Buchenwälder ist das *Asperulo-Fagetum* sehr weit verbreitet. Es bedeckt derzeit eine Fläche von über 13000 km² in Europa (European Topic Centre on Biological Diversity, 2009) und zählt damit zu den wichtigsten Waldgesellschaften auf dem Kontinent. Innerhalb des *Fagion sylvaticae* werden neben den Waldmeister-Buchenwäldern noch bis zu sieben weitere Unterverbände unterschieden (Oberdorfer, 2001), wobei die Hainsimsen-Buchenwälder (*Luzulo-Fagenion*) als die am weitesten verbreiteten und häufigsten Buchenwaldgesellschaften gelten.

Die Untersuchungsgebiete wurden über einen großen räumlichen Gradienten angelegt, der vom Neusiedler See im Osten durch das Kerngebiet der Buchenverbreitung in Deutschland bis nach Südengland im Westen und Südfrankreich reichte. Als wesentliche, die Insektendiversität beeinflussende Faktoren wurden (i) skalenüberschreitende Parameter wie das Klima und die räumlichen Distanzen sowie (ii) lokale Parameter wie die Bestandesstrukturen und die genetische Ausstattung der Buchen betrachtet. Mit der Fokussierung auf möglichst homogene, bewirtschaftete Hochwaldbestände wurde in der Untersuchung bewusst auf eine heterogene

Baumartenmischung, als ein die Insektendiversität beeinflussender Faktor, verzichtet (Novotny *et al.*, 2002; Gossner *et al.*, 2009; Sobek *et al.*, 2009a).

Das Klima als langfristiger, abiotischer Faktor beeinflusst die Diversität der Arthropoden. Eyre *et al.* (2005) verwendeten z. B. Präsenz-/Absens Daten des britischen Laufkäferatlas nach Luff (1998), um das Vorkommen einzelner Laufkäferarten in Großbritannien mit Hilfe von Durchschnittstemperaturen und Jahresniederschlägen zu erklären, äußern sich aber nicht zu Artengemeinschaften oder Abundanzen. Der Arbeit von Entling *et al.* (2012) liegt dagegen ein Verbund heterogener Versuchsflächen natürlicher und gestörter Habitate in Europa zugrunde. Die jeweiligen Durchschnittstemperaturen üben dabei einen starken Effekt auf den festgestellten Arten-Turnover der Boden-Arthropoden aus, woraus sich schließen lässt, dass die Temperatur als ein maßgeblicher Treiber für die Nischenhäufigkeit und -besetzung in einem Ökosystem angesehen werden kann.

Daher wurde im ersten Teil der Arbeit der Effekt des Klimas über die beiden Parameter 'Jahres-Durchschnittstemperatur' und 'Jahres-Niederschlag' auf die Abundanz von 12 Insektenordnungen bewertet. In einem zweiten Schritt wurde die Diversität geschlossener Untersuchungseinheiten (gamma bzw. alpha-Diversität) für fünf ausgewählte Insektengruppen auf Artebene analysiert: 1) alle Käfer; 2) Buchen-Käfer (eng mit Buche assoziierte Arten); 3) phytophage Käfer; 4) xylobionte Käfer und 5) Zikaden. Besonderes Augenmerk galt dabei den abiotischen Faktoren Klima und geografische Lage der Untersuchungsbestände sowie den biotischen Faktoren Strukturparameter und genetische Variabilität der Buchen.

Die abiotischen Faktoren unterliegen in der Regel nicht den Einflüssen anthropogenen Handelns, wohingegen biotische Faktoren, wie die strukturelle Zusammensetzung von Wäldern, aktiv beeinflusst und verändert werden können. Die Intensität und die Art der forstlichen Nutzung prägen dabei maßgeblich die Waldstrukturen (Winter & Möller, 2008). Bekannt ist in diesem Zusammenhang, dass die Arthropoden-Diversität in Waldlebensräumen eng verknüpft ist mit Strukturparametern wie Baumartenzusammensetzung (Mico *et al.*, 2013) und Überschildung (Bouget *et al.*, 2014) sowie mit Totholz mengen und Biotopbäumen (Ulyshen, 2011; Bouget *et al.*, 2013; Müller *et al.*, 2014).

Die intraspezifische genetische Diversität einer Wirtspflanze scheint die faunistische Diversität von phytophagen Insekten zu steigern (Crutsinger *et al.*, 2006; Crawford *et al.*, 2007; Crutsinger *et al.*, 2008). Cook-Patton *et al.* (2011) vermuten, dass der Effekt der intraspezifischen

Variabilität auf die faunistische Diversität ähnlich hoch zu bewerten ist wie die Heterogenität der Pflanzengesellschaft für phytophage Insekten. Dabei muss eine erhöhte genetische Variabilität nicht bedeuten, dass der Fraßdruck durch Phytophage vermindert wird. Während sich die Besiedelung durch generalistische Herbivore vermindert, können phytophage Spezialisten bevorteilt sein und profitieren so von einer sogenannten assoziierten Anfälligkeit, was sich in einem höheren Blattverlust äußern kann (Castagneyrol *et al.*, 2012).

Die Diversität der Arthropoden hängt aber auch davon ab, auf welchem Skalenniveau sie betrachtet wird. Hierbei spielt z. B. die räumliche Ebene eine wichtige Rolle (Tylianakis *et al.*, 2006). Lokale Artengemeinschaften werden dabei als das Ergebnis lokaler und regionaler Prozesse verstanden, wie z. B. Konkurrenz, Parasitismus oder Prädation (Strong & Levin, 1979; Ricklefs, 1987; Cornell & Lawton, 1992; Gaston *et al.*, 2000; Ricklefs, 2004; Shurin & Srivastava, 2005). Je nach Intensität und Ausprägung dieser Ereignisse kommt es zur Vermehrung, zum Überleben oder zum Aussterben von Arten, was sich in der lokalen Diversität und Zusammensetzung der Gemeinschaften widerspiegelt.

Gering & Crist (2002) wiesen eine hohe Interaktion von Käfergemeinschaften zwischen einzelnen Baumkronen nach, wobei die gefundene alpha-Diversität in den untersuchten Kronen nur „Momentaufnahmen“ der Gemeinschaften darstellten. Allerdings können schon geringe räumliche Distanzen zu signifikanten Unterschieden in der Artenzusammensetzung (beta-Diversität) führen (Gering *et al.*, 2003), weshalb es wichtig ist, auch den Einfluss des räumlichen Gradienten auf die Diversität von Insektengemeinschaften zu betrachten. Deshalb werden im letzten Teil die distanzbedingten Effekten auf die Insektendiversitäten näher betrachtet, im Speziellen, wie sich die klimatischen, strukturellen und genetischen Unterschiede zwischen den Probestellen auf die Artenzusammensetzung (beta-Diversität) der vier Käfergruppen bzw. Zikaden auswirken. Diese Arbeit wird daher von folgenden Fragestellungen geleitet:

1. Wie prägen Bestandesstrukturen die Insektendiversität im Kronenraum von Buchenwäldern im großräumigen Vergleich?
2. Welche Gewichtung haben Klima, geografische Lage und Bestandesstrukturen für die Insektendiversität im Kronenraum von Buchenwäldern?
3. Beeinflusst die genetische Struktur der Buche die Insektendiversität?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Für die Studie wurden insgesamt 12 Untersuchungsgebiete mit jeweils zwei Untersuchungsbeständen ausgewählt, die alle der Buchenwaldgesellschaft *Asperulo-Fagetum* (Waldmeister-Buchenwald) zugeordnet sind und die forstwirtschaftlich im Hochwaldbetrieb genutzt werden. Die 24 Bestände decken mit ihrer Verteilung von Wales bis Ost-Österreich und von Nordbayern bis Südfrankreich drei biogeografische Regionen (atlantisch, kontinental, mediterran) ab. Die Lage und Angaben zu den Untersuchungsgebieten sind in Abb. 1 und Tab. 1 dargestellt.

Die Untersuchungen wurden in enger Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Geobotanik (TU München) im Rahmen des Europäischen Verbundprojekts “Beech Forest for the Future” (BeFoFu - BiodivERsA network of the EU 7th Framework Programme for Research) durchgeführt. Das internationale Verbundprojekt bewertete die Umsetzung und Effekte der FFH-Richtlinie in Buchenwäldern des Typs *Asperulo-Fagetum* (LRT 9130) hinsichtlich ihrer sozio-ökonomischen und naturschutzfachlichen Aspekte (<http://www.befofu.org/>).

Der Einfluss des Natura 2000 - Schutzstatus auf die Fauna in Europäischen Buchenwäldern wurde in zwei Publikationen veröffentlicht (siehe Veröffentlichungen):

Zehetmair, T., Müller, J., Runkel, V., Stahlschmidt, P., Winter, S., Zharov, A. & Gruppe, A. (2014). Poor effectiveness of Natura 2000 beech forests in protecting forest-dwelling bats. *Journal for Nature Conservation*, **23**, 53-60.

Zehetmair, T., Müller, J., Zharov, A. & Gruppe, A. (2015). Effects of Natura 2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, **8**, 193–204.

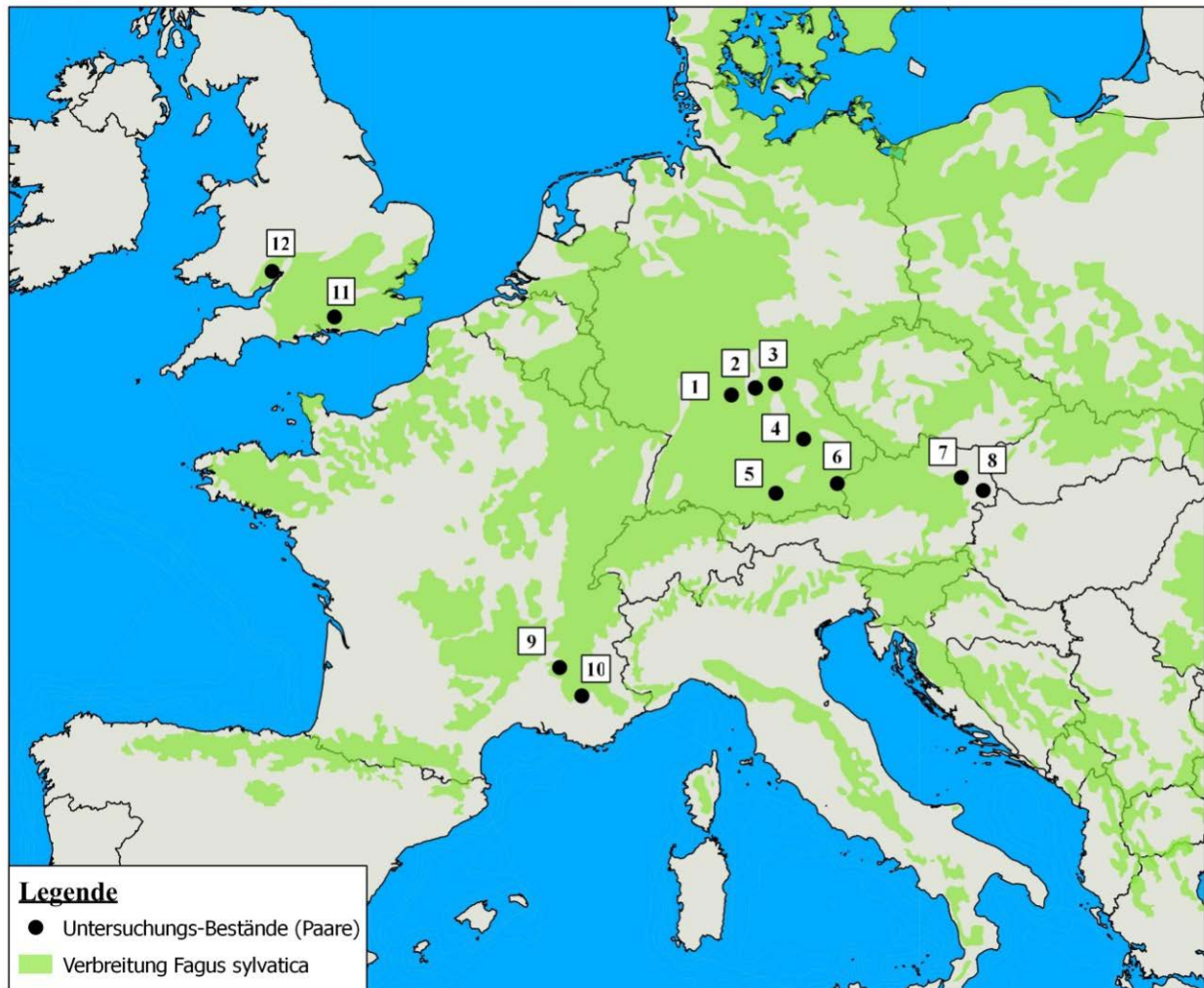


Abb. 1. Lage der 12 Untersuchungsgebiete in Europa; [1] D_WÜ (D-Würzburg), [2] D_EB (D-Ebrach), [3] D_FH (D-Forchheim), [4] D_KH (D-Kelheim), [5] D_LL (D-Landsberg/Lech), [6] AUT_SZ (AT-Salzach), [7] AUT_WW (AUT-Wienerwald), [8] AUT_NSS (AUT-Neusiedler See), [9] F_S (FR-Massiv de Saou), [10] F_L (FR-Montagne de Lure), [11] UK_EHH (UK-East Hampshire Hangers), [12] UK_WVW (UK-Wye Valley Woodlands). Die Nummern entsprechen den Angaben in Tab. 1. Grüne Bereiche stellen die aktuelle Verbreitung von Buchenwäldern in Europa dar (Quelle shape: EUFORGEN (2013))

Tab. 1. Geografische und topografische Angaben zu den 24 Untersuchungsbeständen in den 12 Untersuchungsgebieten; Bestand = Kodierung der Probestfläche; Koordinaten = Bestandes-Zentrum; BR = Biogeografische Region (K: Kontinental; M: Mediterran; A: Atlantisch). Weitere Erläuterungen in Abb. 1

Gebiet-Nr.	Bestand	Land	Koordinaten	Größe (ha)	Höhe ü. N.N.	Plots	Aufnahme	BR
1	D_WÜ_a	Deutschland	N49.69316 E9.86465	17.0	334m N.N.	4	2012	K
1	D_WÜ_b	Deutschland	N49.68693 E9.84414	15.0	359m N.N.	4	2012	K
2	D_EB_a	Deutschland	N49.81963 E10.51930	12.0	412m N.N.	4	2012	K
2	D_EB_b	Deutschland	N49.79550 E10.61388	10.0	418m N.N.	4	2012	K
3	D_FH_a	Deutschland	N49.89099 E11.06900	12.0	570m N.N.	4	2011	K
3	D_FH_b	Deutschland	N49.88195 E11.07602	15.0	540m N.N.	4	2011	K
4	D_KH_a	Deutschland	N48.91093 E11.83536	15.0	450m N.N.	4	2011	K
4	D_KH_b	Deutschland	N48.93317 E11.75266	15.0	470m N.N.	4	2011	K
5	D_LL_a	Deutschland	N47.93401 E11.08484	20.0	630m N.N.	4	2011	K
5	D_LL_b	Deutschland	N48.05427 E11.00376	10.0	630m N.N.	4	2011	K
6	AUT_SZ_a	Österreich	N48.10881 E12.75224	10.3	412m N.N.	4	2012	K
6	AUT_SZ_b	Österreich	N48.10637 E12.75685	10.9	437m N.N.	4	2012	K
7	AUT_WW_a	Österreich	N48.21583 E16.13577	10,0	431m N.N.	4	2012	K
7	AUT_WW_b	Österreich	N48.21213 E16.06236	10,5	345m N.N.	4	2012	K
8	AUT_NSS_a	Österreich	N47.98129 E16.73221	10.3	263m N.N.	4	2012	K
8	AUT_NSS_b	Österreich	N47.98010 E16.68826	11.2	257m N.N.	4	2012	K
9	F_S_a	Frankreich	N44.64747 E5.17914	14.5	1150m N.N.	4	2011	M
9	F_S_b	Frankreich	N44.64546 E5.21374	10.3	950m N.N.	4	2011	M
10	F_L_a	Frankreich	N44.09582 E5.78427	11.5	1340m N.N.	4	2011	M
10	F_L_b	Frankreich	N44.09406 E5.79385	10.5	1230m N.N.	4	2011	M
11	UK_EHH_a	Großbritannien	N51.04975 W0.96389	10.2	210m N.N.	4	2011	A
11	UK_EHH_b	Großbritannien	N50.99633 W1.05619	11.0	180m N.N.	4	2011	A
12	UK_WVW_a	Großbritannien	N51.82563 W2.65891	10.3	130m N.N.	4	2011	A
12	UK_WVW_b	Großbritannien	N51.72506 W2.69089	10.1	200m N.N.	4	2011	A

2.1.1 Klimatische Einordnung der 24 Untersuchungsbestände

Um zu veranschaulichen unter welchen unterschiedlichen klimatischen Bedingungen sich *Asperulo-Fageten* ausbilden können, wurden die 24 Untersuchungsbestände in einem Scatterplot-Diagramm mit der Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) als x-Achse und dem Jahres-Niederschlag (JNS) als y-Achse angeordnet, was die Zuordnung der Bestände zu vier Klimabereichen ermöglicht. Die Klimawerte wurden über die WorldClim Datenbank – Bioclim (Humans *et al.*, 2005) über das jeweilige Bestandeszenrum ermittelt. Als plausibel trennende Größen boten sich eine JDT von 8.5 °C und ein JNS von 850 mm an. In Tab. 2 sind die Zuordnungen der einzelnen Bestände zu den zuvor definierten Klimabereichen dargestellt.

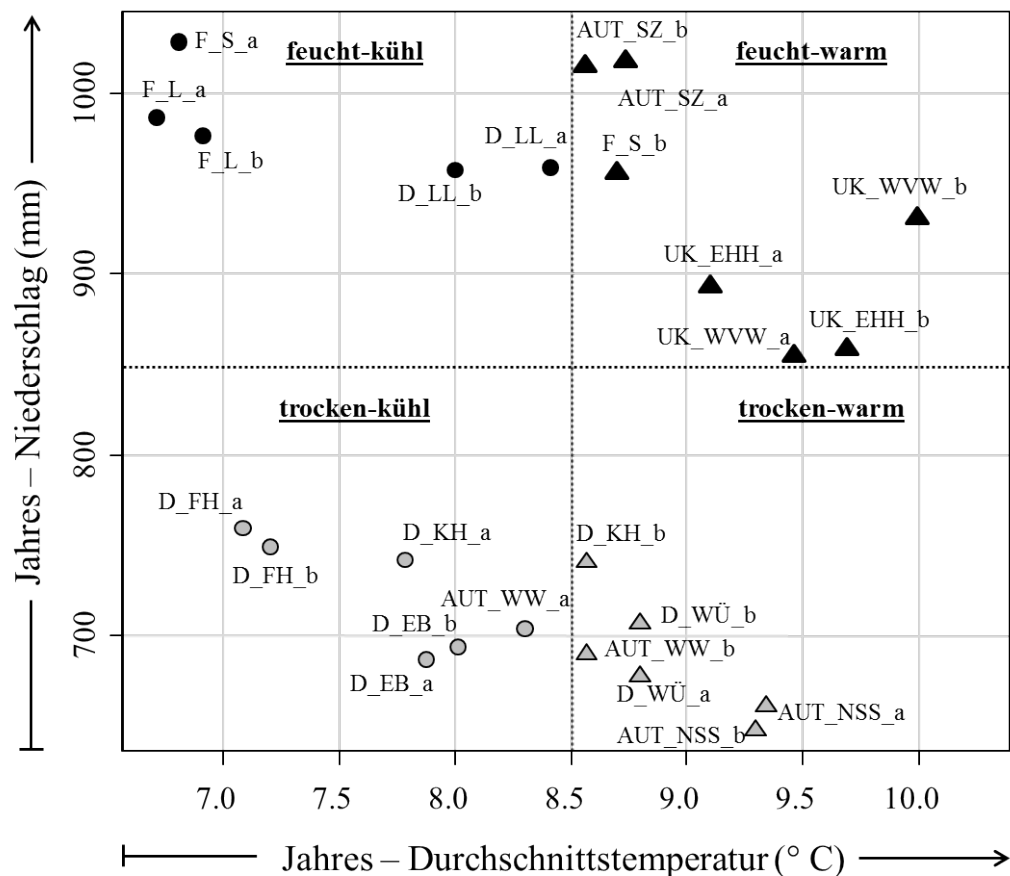


Abb. 2. Scatterplot zur Darstellung der vier Klimabereiche feucht-kühl, feucht-warm, trocken-kühl, trocken-warm, in die alle 24 Untersuchungsbestände (siehe Tab. 1) über ihre jeweilige Ausprägung von JDT und JNS eingeteilt wurden

Tab. 2. Einteilung der 24 Untersuchungsbestände in die zuvor definierten Klimabereiche, die durch die Ausprägung von Jahres-Durchschnittstemperatur (JDT) und Jahres-Niederschlag (JNS) charakterisiert sind (vgl. Abb. 2)

Klimabereich	Untersuchungsbestände	Anzahl Probekreise (Plots)
feucht-kühl (f-k)	D_LL_a, D_LL_b, F_S_a, F_L_a, F_L_b	n = 20
feucht-warm (f-w)	AUT_SZ_a, AUT_SZ_b, F_S_b, UK_EHH_a, UK_EHH_b, UK_WVW_a, UK_WVW_b	n = 28
trocken-kühl (t-k)	D_FH_a, D_FH_b, D_KH_a, D_EB_a, D_EB_b, AUT_WW_a	n = 24
trocken-warm (t-w)	D_KH_b, D_WÜ_a, D_WÜ_b, AUT_WW_b, AUT_NSS_a, AUT_NSS_b	n = 24

2.2 Auswahl der Untersuchungsbestände und Probekreise

In jedem der 12 Untersuchungsgebiete wurden zwei unabhängige Untersuchungsbestände festgelegt, die folgende Kriterien erfüllen mussten: (i) Dominanz der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) in der Oberschicht (> 70 %), (ii) Bestandesalter 80 – 120 Jahre, (iii) Bestandesgröße ≥ 10 Hektar (ha). Über jede der 24 Bestände wurde ein digitales Gitternetz¹ mit einer Kantenlänge von 50 x 50 m gelegt, wodurch sich nach Abzug eines 30 m Puffers am Bestandesrand zwischen 30 und 50 Schnittpunkte ergaben. Vier daraus zufällig ermittelte Schnittpunkte bildeten das Zentrum für die Probekreise (Plots) mit $r = 17,84$ m ($A = 1000$ m²). Für die Insektenaufnahmen wurden in diesen vier Plots jeweils zwei Buchen der Oberschicht ($BHD \geq 20$ cm) als Probebäume ausgewählt (Abb. 4). Für die Datenaufnahme ergaben sich so insgesamt 96 unabhängige Probekreise (Tab. 2) und 192 Probebäume.

¹ Quantum GIS 1.8.0-Lisboa, <http://www.qgis.org/de/site/>

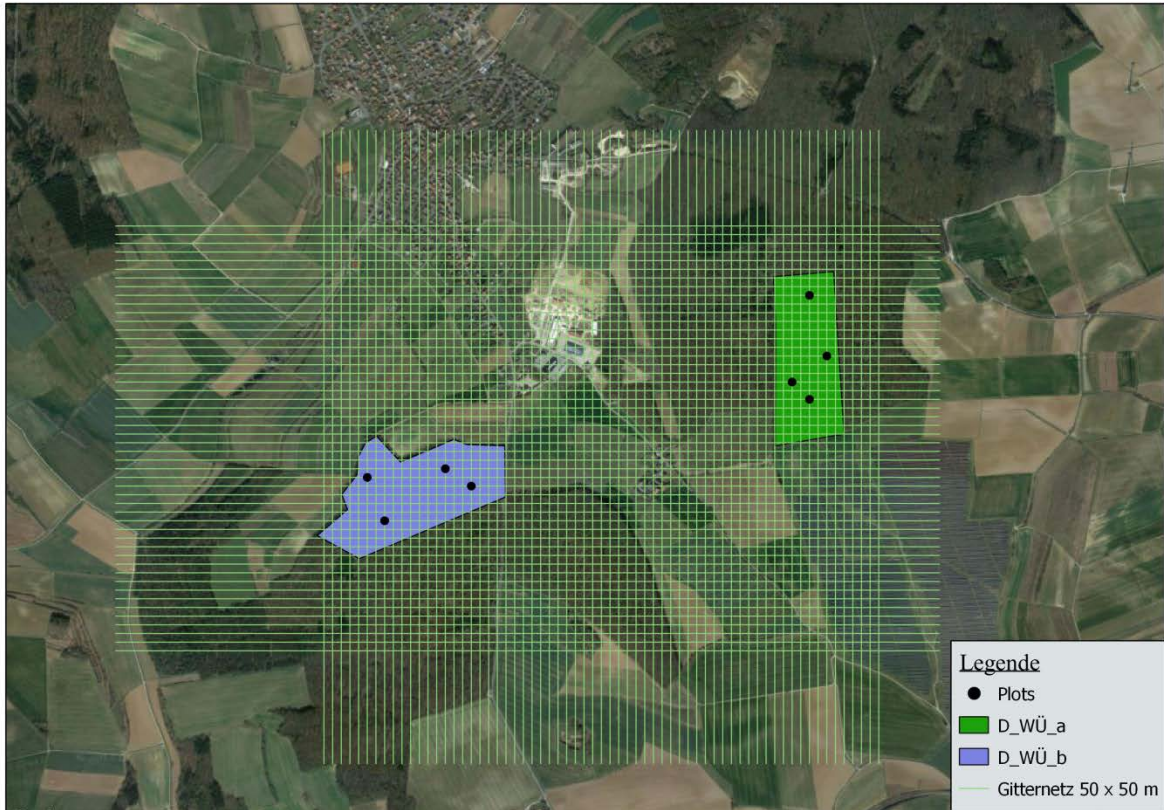


Abb. 3. Darstellung des digitalen Gitternetzes mit Kantenlänge 50 x 50 m mit vier zufällig ausgewählten Plots am Beispiel der Untersuchungsbestände D_WÜ_a (grün) und D_WÜ_b (blau)



Abb. 4. Darstellung der zwei Probebäume (rote Pfeile mit Markierungsband) innerhalb eines Probekreises im Untersuchungsbestand D_EB_a

2.3 Insektenaufnahmen

Die Insektenaufnahmen erfolgten mittels Flugfensterfallen. Um vergleichbare Datensätze zu erhalten (siehe Hyvarinen *et al.* (2006a)) und möglichst hohe Fangzahlen zu gewährleisten wurde eine Kombination aus einer passiven Kreuzfensterfalle (FFK) nach Hyvarinen *et al.* (2006b) und einem attraktiv wirkenden gelben bioform Mini-Eklektor®² über ein Seilsystem im Kronenzentrum der Probebäume installiert (vgl. Kowalski *et al.*, 2011). Als Fangflüssigkeit diente eine mit 50 % H₂O verdünnte, nicht lockende Ethylenglykol-Lösung. Die Leerung der Fallen erfolgte monatlich von April bis Oktober in den Jahren 2011 und 2012 (siehe auch Tab. 1), was insgesamt 2688 Einzelproben aus 384 Fallen ergab. Nach der Leerung wurden die Proben in Alkohol (70 %) konserviert und anschließend im Labor auf Ordnungsniveau sortiert.

² <https://www.bioform.de/shop.php?action=tree&wg=1&pid=706&treid=71>

Für die statistischen Analysen wurden alle Individuen, die auf einem Plot gefangen wurden (2 Fallenbäume mit jeweils 2 Fallentypen, 7 Leerungen), als Jahresfang zusammengefasst.



Abb. 5. Darstellung der verwendeten Fallensysteme im Kronenraum; oben: Kreuzfensterfalle, Prallfläche: zwei gekreuzte Plexiglasscheiben, 40 x 60 cm; unten: gelber bioform Mini-Ekilektor[®]: Prallfläche: eine Plexiglasscheibe, 28 x 16 cm

2.4 Auswertungen der Insektenfauna

Für die allgemeinen Auswertungen der Kronenfauna wurden alle 12 Ordnungen der Klasse Insecta ausgewählt, von denen Individuen während der Untersuchung gefangen werden konnten (Taxonomie nach de Jong (2013)): Blattodea (Schaben), Coleoptera (Käfer), Dermaptera (Ohrwürmer), Diptera (Zweiflügler), Hemiptera (Schnabelkerfe), Hymenoptera (Hautflügler), Lepidoptera (Schmetterlinge), Mecoptera (Schnabelfliegen), Neuroptera (Netzflügler), Orthoptera (Heuschrecken), Psocoptera (Staubläuse) und Thysanoptera (Fransenflügler). Für die detaillierteren Auswertungen wurden alle Käfer und alle Zikaden von Experten auf Artniveau determiniert (Käfer: Dr. Boris Büche, Berlin; Dr. Alexander Szallies, Reutlingen. Zikaden: Dr. Herbert Nickel, Göttingen). Anschließend wurden die Käfer nach Freude *et al.* (1964-1983) und Speight (1989) in vier, sich teilweise überlappende Gruppen eingeteilt: (1) Käfer-gesamt; (2) Buchen-Käfer (Käferarten assoziiert mit *F. sylvatica*); (3) phytophage Käfer (Pflanzenmaterial fressend, Holzmaterial ausgeschlossen); (4) xylobionte Käfer (Entwicklung im oder an Holz, holzbewohnend). Die Zuordnung der Käferarten zu den jeweiligen Gruppen ist in Anhang-Tab. 2 dargestellt. Zusammen mit den Zikaden (Anhang-Tab. 3) ergaben sich somit fünf Art-Gemeinschaften, die in die detaillierte Analyse einbezogen wurden. Um allgemeine Aussagen bezüglich der Dominanzstruktur innerhalb der fünf Gruppen treffen zu können, wurden in Anlehnung an Gering *et al.* (2003) und Müller *et al.* (2012) alle Arten, die mit < 0,05 % der Individuen gefangen wurden als „seltene Arten“ und diejenigen mit > 0,5 % der Individuen als „häufige Arten“ klassifiziert (Tab. 12).

2.5 Biotische und abiotische Parameter

Um die Abhängigkeit der Insektendiversitäten von Umweltparametern zu bewerten, wurden für die nachfolgend dargestellten Auswertungen verschiedene abiotische und biotische Parameter verwendet.

2.5.1 Klimaparameter

Umweltparameter wie Niederschlag oder Temperatur stellen wichtige Kenngrößen für die Ausprägung der Arthropodenfauna dar (Eyre *et al.*, 2005; Entling *et al.*, 2007) und haben einen signifikanten Einfluss auf die Artenvielfalt (Entling *et al.*, 2012; Gossner *et al.*, 2013a).

Um die Beziehungen zwischen der Käfer- bzw. Zikadendiversität und diesen abiotischen Faktoren zu beurteilen, wurden für die Analysen vier Klimaparametern ausgewählt, die mit Hilfe der WorldClim Datenbank – Bioclim (Humans *et al.*, 2005) für die einzelnen Plots ermittelt wurden (Tab. 3).

Tab. 3. Verwendete Klimaparameter aus der WordClim Datenbank (50-jährige Mittelwerte). Die Einzelwerte für alle 96 Plots sind in Anhang-Tab. 6 dargestellt

	Parameter	Beschreibung
1	JDT	Bio1 = Jahresdurchschnitts-Temperatur [°C]
2	JTA	Bio7 = jährliche Temperaturamplitude [°C] → entspricht \varnothing T. wärmster Monat minus \varnothing T. kältester Monat
3	TWM	Bio 10 = mittlere Temperatur der drei wärmsten Monate (Juni, Juli, August) [°C]
4	JNS	Bio 18 = Jahres-Niederschlag [mm]

2.5.2 Geografische Parameter

Um abzuschätzen, wie sich die geografische Lage der Untersuchungsflächen auf die Insektendiversität auswirkt, wurden für die Analysen drei „Lageparameter“ ausgewählt. Jedem der 96 Plots wurde sein Längen- und Breitengrad (in Dezimalgrad) und seine Höhe über N.N. über die Gitterfeld-Schnittpunkte (vgl. 2.2) mittels GARMIN BaseCamp™ zugeordnet (siehe Anhang-Tab. 7).

2.5.3 Strukturparameter

Waldstrukturen, wie z. B. die Baumartenzusammensetzung (Mico *et al.*, 2013), die Totholzmenge (Bouget *et al.*, 2013) oder die Anzahl der Biotopbäume (Ulyshen, 2011; Müller *et al.*, 2014) beeinflussen signifikant die Biodiversität in Wäldern. Um den Einfluss von

Bestandesstrukturen auf die Käfer- bzw. Zikadendiversität in Waldmeister-Buchenwälder zu bewerten, wurden 10 Strukturparameter in die Analysen mit einbezogen (Tab. 4). Die Waldstrukturen und Mikrohabitate wurden im Rahmen des BeFoFu-Projekts größtenteils von M.Sc. Alexey Zharov (Fachgebiet Geobotanik, TU München) in Anlehnung an Winter & Möller (2008) aufgenommen und dankenswerterweise für diese Arbeit zur Verfügung gestellt. Die Dokumentation erfolgte auf Plotebene und wurde aus statistischen Gründen teilweise auf Hektar-Werte extrapoliert. Die Einzelwerte der 10 Strukturparameter für alle 96 Plots zeigt Anhang-Tab. 8.

Tab. 4. Übersicht der verwendeten Strukturparameter (Waldstrukturen und Mikrohabitate)

	Parameter	Beschreibung
GF/ha	Grundfläche	Summe der Stamm-Querschnittsflächen (m ² /ha) aller Bäume ($\geq 1,3$ m Höhe) in 1,3 m Höhe (BHD)
BA	Baumarten	Anzahl der Baumarten/Plot
Bu_A	Buchenanteil	Anteil der Buche über die GF/Plot in %
TH/ha	Totholz	Summe liegendes + stehendes Totholz/ha in m ³ ; Berechnung über Durchmesser (≥ 7 cm) und Länge bzw. Höhe (≥ 1 m)
BioTB/ha	Biotopbäume	alle Bäume mit Konsolen und/oder Höhlen (vgl. M1-M3, M12-M14 in Winter & Möller (2008))
Schi	Schichtigkeit	vertikale Struktur des Plots: einschichtig (1), mehrschichtig (2)
Übsch	Überschirmung	Prozentsatz der Projektionsfläche aller Baumkronen/Plot
DeckVeg	Deckungsgrad der Bodenvegetation	Prozentsatz der Fläche/Plot mit vorhandener Bodenvegetation
VJ	Verjüngung	Prozentsatz der Fläche/Plot mit vorhandener Verjüngung 1: 0 – 30 %, 2: 30 – 70 %, 3: 70 – 100 %
VJH	Verjüngungshöhe	Durchschnittshöhe der Verjüngung/Plot in cm

2.5.4 Genetische Struktur der Probebäume

Der Einfluss der genetischen Variabilität der Probebäume auf die alpha- und beta-Diversität der Käfer- und Zikadengemeinschaften (siehe 2.4) wurde mit Hilfe der genomischen DNS aus Buchenblätter untersucht. Hierfür wurden von jedem der 192 Probebäume 2-3 Blätter entnommen, direkt nach der Entnahme in Plastiktüten mit Silikatgel (Trockenmittelbeutel, Carl Roth[®]) getrocknet und so bis zur Analyse gelagert. Die genetische Typisierung (Isolierung der DNS mit Hilfe des „BIOLINE Isolate Plant Kit[®]“ und des „QIAGEN 96 Plant Kit[®]“) wurde im Labor von M.Sc. Jennifer Sjolund, School of Natural Sciences, University of Stirling und Prof. Dr. Alistair Jump, Biological and Environmental Sciences, University of Stirling durchgeführt, die die Daten dankenswerterweise für die Auswertungen zur Verfügung stellten. Die genetische Typisierung erfolgte über Mikrosatelliten (SSR = short sequence repeats), die als vielseitig einsetzbare Marker bei vielen ökologischen Fragestellungen Verwendung finden (Selkoe & Toonen, 2006).

Mit den folgenden 13 polymorphen SSRs konnten 190 der 192 Probebäume genotypisiert werden:

- fs1-03, fs1-15, fs3-04, fs4-46, fcm5 (Pastorelli *et al.*, 2003);
- mfc7 (Tanaka *et al.*, 1999);
- mfs11 (Vornam *et al.*, 2004);
- sfc0007-2, sfc0018, sfc0036, sfc1143, sfc1061, sfc1063 (Asuka *et al.*, 2004);

Für die Studie wurden drei Multiplex-PCR Systeme entwickelt (FSNplex1, FSNplex2, FSNplex3), für die 10ng Kontroll-DNS und der „QIAGEN Type-it Microsatellite PCR Kit[®]“ mit folgende Primer-Kombinationen verwendet wurden:

- FSNplex1(60°C): fs3-04, sfc1143, mfc7, fs4-46 mit einer Konzentrationen von 1µM, 3µM, 1µM, bzw. 2µM;
- FSNplex2 (58°C): sfc0007-2, fs1-15, sfc1063, sfc1061, fcm5 mit einer Konzentrationen von 0.5µM, 1µM, 2µM, 0.5µM, bzw. 3µM;
- FSNplex3 (60°C): sfc0036, sfc0018, fs1-03, mfs11 mit einer Konzentrationen von 3µM, 1µM, 1µM, bzw. 2µM;

Das Gesamtvolumen des PCR – Reaktionssatzes betrug jeweils 10µl.

Anschließend wurde über die ermittelte Allelfrequenz der Einzelbäume die durchschnittliche Heterozygotie (H_o) jedes Probebaums mit GenAlEx v. 6.4.1 berechnet³. Für die Auswertungen auf Plot-Ebene (alpha-Diversität) wurden die Mittelwerte von H_o der zwei Probebäume jedes Plots verwendet (siehe Anhang-Tab. 8). Für die Auswertungen auf beta-Diversitätsebene wurden die zwei Probebäume eines jeden Plots als Population angesehen. Dadurch konnte die genetische Distanz nach Nei (1972) (als Maß der genetischen Divergenz) zwischen allen „Populationen“ (Plots) bestimmt werden. Die Auswertung der Genotypisierung wurde von Prof. Dr. Harald Meimberg (INF, Universität für Bodenkultur Wien) durchgeführt und freundlicherweise für diese Arbeit zur Verfügung gestellt.

2.6 Auswertung

Alle statistischen Analysen und Grafiken wurden mit R-3.0.2 (R Core Team, 2013) erstellt. Da für die zwei Probebäume eines Plots mit dem jeweiligen Fallenset (FFK + Mini-Eklektor) keine statistische Unabhängigkeit gegeben war, wurden alle 28 Einzelproben eines Plots (7 Leerungen x 2-FFK + 7 Leerungen x 2-Mini-Eklektor) als Jahresfänge zusammengefasst. Die so ermittelten Individuenzahlen der 12 Insecta-Ordnungen (Anhang-Tab. 1) bildeten die Datenbasis für die allgemeinen Auswertungen der Insektenfauna. Für die Käfer- bzw. Zikadenfauna wurden Arttabellen (für die reinen Artenzahlen) sowie Arten-Abundanz-Tabellen (für die Schätzung der erwarteten Artenzahl nach Chao1 (Chao (1984)) auf Plotebene verwendet. Als potentielle Einflussgrößen auf die alpha-Diversitäten wurden die abiotischen (2.5.1; 2.5.2) und biotischen Umweltparameter (2.5.3) einschließlich der Buchen-Heterozygotie (2.5.4) in den statistischen Analysen berücksichtigt. Um mögliche Zusammenhänge der beta-Diversitäten (Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Plots) und den Umweltparametern zu ermitteln, wurden Distanzmatrizen für die Arten nach Sørensen (1948), Euklidische Distanzen für die Parameter Klima, Geografie und Bestandesstruktur sowie genetische Distanzen nach Nei (1972) erstellt und anschließend über Mantel-Tests miteinander in Beziehung gesetzt (Korrelation nach Pearson). In Tab. 5 bis Tab. 7 sind alle Verfahren aufgelistet, die für die Statistik oder die Erstellung von Grafiken verwendet wurden. In Tab. 8 und Tab. 9 werden die verschiedenen statistischen Verfahren kurz erläutert.

³ <http://en.bio-soft.net/other/genalex.html>

Tab. 5. Übersicht über die verwendeten, statistischen Verfahren

	statistisches Verfahren	Anwendung	R - Befehl	R - package
a)	Kruskal-Wallis-Test Mann-Whitney-U Test	Gruppenvergleich	kruskal.test(x) wilcox.test(x)	'stats' (R Core Team, 2013)
b)	Anova (Qui ² - Test)	Parametertest	anova(x,test="Chisq")	'stats' (R Core Team, 2013)
c)	Kurvenvergleich	Vergleichende Statistik	c2cv(Matrix1, Matrix2, nrandom=999)	'rich' (Rossi, 2011)
d)	Beta – Diversität Permutationstest TukeyHSD	Vergleich der Diversität Einzelgruppenvergleich	betadisper(d, group, type = "centroid") permutest(mod, perm = 999) TukeyHSD	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013) 'stats' (R Core Team, 2013)
e)	Mantel Test	Korrelation zwischen zwei Matrizen	mantel(xdis, ydis, method="pearson", permutations=999)	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013)
f)	Korrelationsvergleich	grafischer Vergleich der Regressionsgeraden statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden	mcreg(xdis ₁ ,ydis ₁ , xdis ₂ ,ydis ₂ , alpha = 0.05, method="bootstrap") nach Sachs (2004)	'mcr' (Manuilova <i>et al.</i> , 2014)

Tab. 6. Übersicht über die verwendeten Prozeduren

	statistisches Verfahren	Anwendung	R - Befehl	R - package
a)	GLM	Generalisiertes lineares Modell	glm(formular, data = data)	'glm' (Bates <i>et al.</i> , 2013)
b)	Rarefaction - Kurven	Kumulative Artenzahl	rarc (Matrix, nrandom=999)	'rich' (Rossi, 2011)
c)	Chao1 (über Teildatensätze)	Geschätzte Artenzahl	specpool (Matrix)	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013)
d)	Chao1 (für Einzelplots)	Geschätzte Artenzahl	estimateR (Matrix, perm=999)	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013)
e)	Varianzpartitionierung	Varianzerklärung	varpart (Matrix1, x,y,z)	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013)
f)	CCA	Ordination	cca (Matrix1 ~ , perm=999)	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013)
g)	LMM	Lineares gemischtes Modell	lmer(formula, data = data)	'lme4' (Bates <i>et al.</i> , 2013)
h)	Entscheidungsbäume	Schwellenwert-Berechnung	ctree(formula, data = data)	'party' (Hothorn <i>et al.</i> , 2006)
i)	Beta – Diversität	Beta – Diversität-Berechnung	betadiver (Matrix1, "w")	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013)
j)	Arten-Distanz-Matrix	Berechnung der paarweisen Unterschiede	xdis=beta.pair(Matrix_x, index.family= "sorensen")	'betapart' (Baselga <i>et al.</i> , 2013)
k)	Parameter-Distanz-Matrix	Berechnung der paarweisen Unterschiede	ydis=vegdist(scale(Matrix_y), "euclid") ydis=gdist(lon.1, lat.1, lon.2, lat.2)	'vegan' (Oksanen <i>et al.</i> , 2013) 'Imap' (Wallace, 2012)

Tab. 7. Übersicht über die verwendeten Grafiken

	statistisches Verfahren	Anwendung	R - Befehl	R - package
a)	Rarefaction - Kurven	Kumulative Artenzahl	rarc (Matrix, nrandom=999)	'rich' (Rossi, 2011)
b)	Entscheidungsbäume	Schwellenwert-Berechnung	ctree(formula, data = data)	'party' (Hothorn <i>et al.</i> , 2006)
c)	Boxplots	Grafik	boxplot(x)	'graphics' (R Core Team, 2013)
d)	Effect-Plots	Grafik	allEffects(x)	'effects' (Fox, 2003)
e)	Scatterplots	Grafik	scatterplot(x1,x2)	'car' (Fox & Weisberg, 2011)

Tab. 8. Erläuterung der verwendeten, statistischen Verfahren

statistisches Verfahren	Erklärung
a) Beta-Diversität	Die nach Whittaker (1960) berechneten beta-Diversitäts-Werte wurden über deren durchschnittlichen Abstand zu dem jeweiligen Centroiden (Euklidische Distanz) miteinander verglichen: mittels Permutationstest über alle Gruppen (999 Permutationen) und alle Gruppen einzeln gegeneinander mittels 'Tukey Honest Significant Difference'.
b) Mantel Test	Mit Mantel Tests (Smouse <i>et al.</i> , 1986; Legendre & Fortin, 1989) wurden die Korrelationen zwischen den Arten-Distanz-Matrizen (xdis) und den Parameter-Distanz-Matrizen (ydis) getestet (Pearson; 999 Permutationen). Dadurch konnten die Zusammenhänge zwischen den Artunterschieden (beta-Diversität) und den Heterogenität der Parameterausprägung ermittelt werden.
c) Korrelationsvergleich	Zusätzlich zu den Korrelationen über die Mantel Tests (siehe Tab. 5-e) mit Regressionsgeraden, r-Werten (Pearson) und Signifikanzen p wurden die Achsenabschnitte und die Steigungen der jeweiligen Regressionsgeraden grafisch miteinander verglichen. Die Berechnung der dargestellten 95 % Konfidenzintervalle erfolgte über bootstraps. Außerdem wurden die Steigungen aller Gruppen statistisch miteinander verglichen (nach Sachs (2004)).

Tab. 9. Erläuterung der verwendeten Prozeduren

statistisches Verfahren	Erklärung
a) GLM	<p>Um den direkten Einfluss von Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und Jahres-Niederschlag (JNS) auf die Individuenzahlen der 12 Ordnungen zu berechnen wurden generalisierte lineare Modelle (GLM) verwendet:</p> $\text{glm}(\text{Individuenzahl (Ordnung)} \sim \text{JDT} + \text{JNS}, \text{family} = \text{poisson}, \text{data}=\text{data})$
b) Rarefaction	<p>Die Berechnung zur grafischen Darstellung der kumulativen Artenzahl nach Colwell <i>et al.</i> (2004) erfolgte ebenfalls über Arten – Abundanz Tabellen. Dadurch war es möglich, die Zunahme der Artenzahl bei steigender Anzahl gefangener Individuen zu berechnen und über 'species accumulation curves' darzustellen, um die vier Klimabereiche direkt miteinander vergleichen zu können. Mit diesem Verfahren können Aussagen über die vorhandenen Diversitäten getroffen werden (Terlizzi <i>et al.</i>, 2014), ob sich die Artenzahl bei „standardisierter“ Individuenzahl (rarefaction) z. B. in Buchenwäldern des trocken-warmen Bereichs von denen im kühl-feuchten Bereich unterscheidet.</p>
c) Chao1	<p>Für die vier Käfergruppen und die Zikaden wurde der Diversitäts-Schätzer Chao1 nach Chao (1984) verwendet. Hierbei wurden über Arten – Abundanz Tabellen die zu erwarteten (geschätzten) Artenzahlen mit folgender Formel ermittelt</p> $\text{Chao1} = S_{\text{obs}} + \frac{F_1^2}{2F_2} ,$ <p>wobei S_{obs} die beobachtete Artenzahl, F_1 die Anzahl der 'singletons' (= Arten, die nur mit einem Exemplar im Datensatz vorliegen) und F_2 die Anzahl der 'doubletons' (Arten, die mit 2 Exemplaren im Datensatz vorliegen) darstellt.</p>
d) Varianzpartitionierung	<p>Die <i>varpart</i> - Funktion partitioniert die Gesamtvarianz R^2 der Arten – Abundanz Tabelle (Artengemeinschaft) unter Berücksichtigung der drei Datensätzen x (Klima), y (Geografie), z (Bestandesstruktur) und deren kombinierten Effekten mittels RDA (redundancy analysis): <i>varpart</i> (Artengemeinschaft, x,y,z)</p>

statistisches Verfahren	Erklärung
e) CCA	<p>Mit der Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) nach Ter Braak (1986) mit dem Algorithmus nach Legendre & Legendre (1998) wurden die Artenzusammensetzungen (inkl. Abundanzen) der fünf Gruppen in den jeweiligen Plots in Abhängigkeit der Ausprägung der Bestandesstrukturen räumlich dargestellt.</p> <p>→ <code>cca (Matrix1 ~ GF/ha + BA + Bu_a + TH/ha + BioTB/ha + Schi + Übsch + DeckVeg + VJ + VJH, perm=999, data=data)</code></p>
f) LMM	<p>Hiermit wurde der direkte Einfluss der (1) Strukturparameter und der (2) Buchengenetik (Heterozygotie H_o) auf die Zielvariable alpha-Diversität (Chao1) der vier Käfergruppen und der Zikaden über „linear mixed effect models“ (LMM) berechnet. Die Diversitätswerte von Chao1 auf Plotebene wurden \log_{10} transformiert, um eine Normalverteilung zu gewährleisten. Als Prädiktor-Variablen dienten die 10 Strukturparameter, als random-Faktoren der Einzelbestand und der Klimabereich. Um eine 'overdispersion' der Daten zu verhindern (Ye et al., 2013) wurde ein 'observation-specific random intercept' (Obs) in beide Modelle aufgenommen.</p> <p>(1) → <code>lmer (log10 (Chao1) ~ GF/ha + BA + Bu_a + TH/ha + BioTB/ha + Schi + Übsch + DeckVeg + VJ + VJH + (1 Bestand) + (1 Klimabereich) + (1 Obs), data = data)</code></p> <p>(2) → <code>lmer (log10 (Chao1) ~ H_o + (1 Bestand) + (1 Klimabereich) + (1 Obs), data = data)</code></p>
g) Entscheidungsbäume	<p>Bei der Schwellenwert – Analyse mittels Rekursivem Partitionieren (Hothorn <i>et al.</i>, 2006) wurde berechnet, ab welchen Werten der einzelnen Strukturparameter die alpha-Diversität (Chao1) der fünf Gruppen signifikant zu- oder abnimmt.</p> <p>→ <code>ctree(log10(Chao1+1) ~ GF/ha + BA + Bu_A + TH/ha + BioTB/ha + Schi + Übsch + DeckVeg + VJ + VJH, data=data)</code></p>
h) Beta-Diversität	<p>Mit Hilfe der <i>betadiver</i> – Funktion wurde der beta-Diversitäts-Index nach Whittaker (1960) aller Käfergruppen bzw. Zikaden für die vier Klimabereiche berechnet. Anschließend wurden diese Werte über deren durchschnittlichen Abstand zu den jeweiligen Centroiden (Euklidische Distanz) miteinander verglichen: mittels Permutationstest über alle Gruppen (999 Permutationen) und alle Gruppen einzeln gegeneinander mittels 'Tukey Honest Significant Difference' (siehe Tab. 5-d).</p>

statistisches Verfahren	Erklärung
i) Arten-Distanz-Matrix	Die Berechnung der beta-Diversität (Unterschiede der Artenzusammensetzung β_{sor} zwischen allen Plots ('total dissimilarity')) erfolgte über Plot – Arten – Tabellen (0 – 1) mit Sørensen Index (Baselga & Orme, 2012)
j) Parameter-Distanz-Matrix	Die Berechnung der Unterschiede in der Ausprägung der Parameter 'Klima' (2.5.1) und 'Struktur' (2.5.3) zwischen allen Plots erfolgte über das Maß der 'Euklidische Distanz' nach der allgemeinen Formel <div data-bbox="1115 549 1637 667" data-label="Equation-Block"> $Distanz_{Plot\ x, Plot\ y} = \sqrt{\sum_{i=1}^v (Plot\ x - Plot\ y)^2}$ </div> <p data-bbox="667 705 1910 727">Dabei gibt v die für die Berechnung verwendeten Variablen an, die über die z-Transformation standardisiert wurden.</p> <p data-bbox="667 766 2089 836">Die geografische Distanz (2.5.2) zwischen allen Punkten wurde über deren Koordinaten (Längen- und Breitengrad in Dezimalgrad) berechnet. Für Details hierzu siehe⁴</p> <p data-bbox="667 874 1839 896">Die Genetische Distanz (2.5.4) nach Nei (1972) wurde mit Hilfe des Programms GenAlEx v. 6.4.1 ermittelt⁵.</p>

⁴ <http://eurekastatistics.com/calculating-a-distance-matrix-for-geographic-points-using-r>

⁵ <http://en.bio-soft.net/other/genalex.html>

3 Ergebnisse

3.1 Verteilung der Insektenfauna

3.1.1 Abundanz

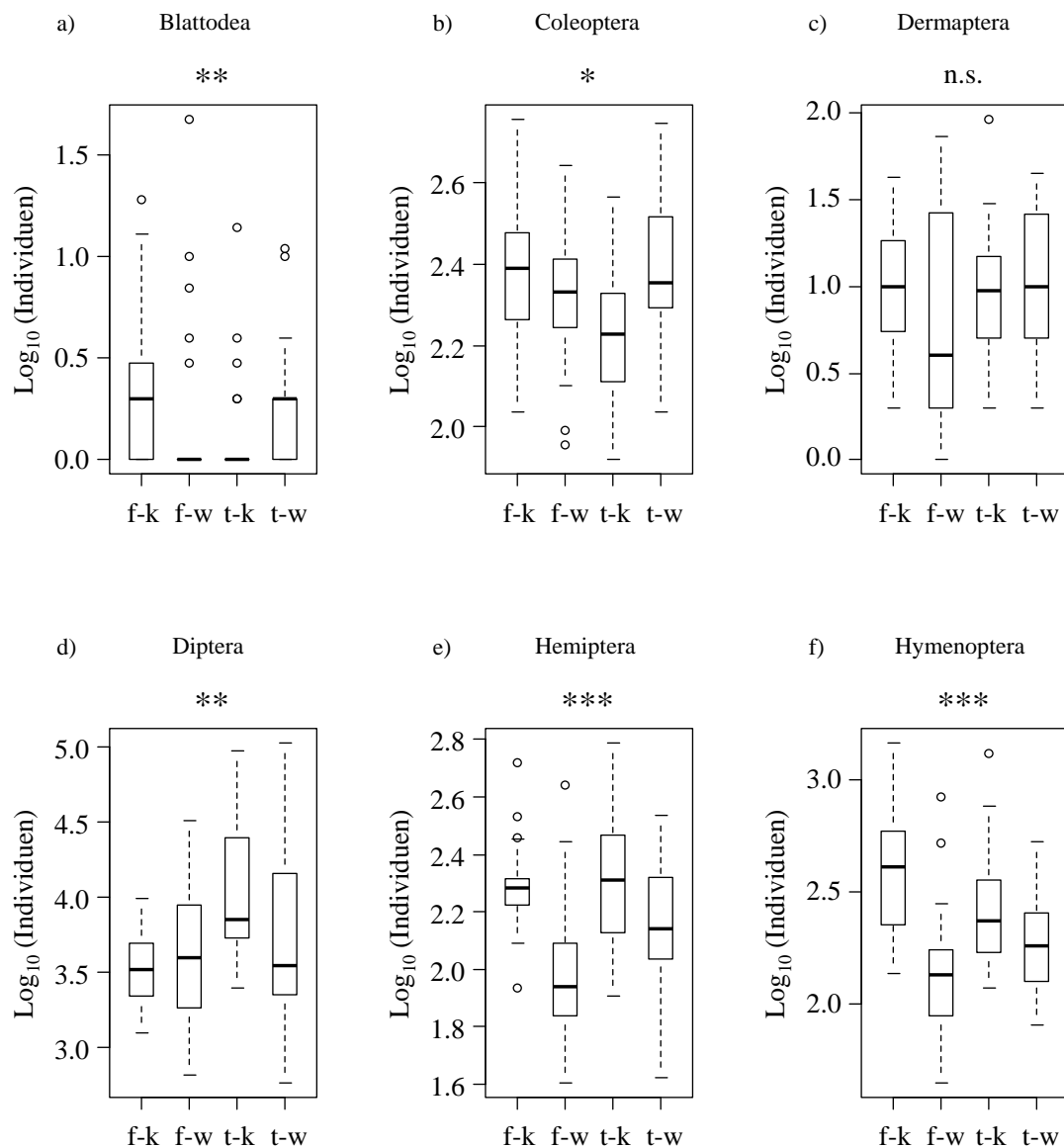
In den Buchenkronen wurden mit dem kombinierten Fallensystem in den zwei Aufnahmejahren 2011/2012 insgesamt 1 164 352 Insekten gefangen. Bei den Individuenzahlen der 12 gefundenen Insektenordnungen gab es große Unterschiede. Die mit Abstand individuenreichste Ordnung stellten die Dipteren mit 1 048 885 Ind. (90,08 %), gefolgt von den Hymenopteren (26 794 Ind./2,3 %), den Coleopteren (22 264 Ind./1,9 %), den Mecopteren (20 373 Ind./1,75 %) und den Hemipteren (16 795 Ind./1,44 %). Alle anderen Ordnungen waren mit weniger als 1 % der Individuen vertreten (Tab. 10, Anhang-Tab. 1).

Tab. 10. Individuenzahlen und Anteile der 12 Insektenordnungen, die bei der Untersuchung gefunden wurden

Ordnung	Anzahl Individuen	Anteil
Blattodea	178	0,02 %
Orthoptera	1322	0,11 %
Dermaptera	1331	0,11 %
Neuroptera	2306	0,20 %
Psocoptera	2674	0,23 %
Lepidoptera	9866	0,85 %
Thysanoptera	11564	0,99 %
Hemiptera	16795	1,44 %
Mecoptera	20373	1,75 %
Coleoptera	22264	1,91 %
Hymenoptera	26794	2,30 %
Diptera	1 048 885	90,08 %
Summe	1 164 352	100,00 %

3.1.2 Vergleich der Individuenzahlen über Klimabereiche

Durch den großen räumlichen Gradienten, der durch die Auswahl der 24 Untersuchungsbestände abgedeckt wurde, konnten sie vier verschiedenen Klimabereichen zugeordnet werden, die durch unterschiedliche Ausprägungen der Jahresdurchschnittstemperatur (JDT) und des Jahres-Niederschlags (JNS) charakterisiert sind (siehe Abb. 2 in 2.1.1). Um den Einfluss dieser Bedingungen auf die Insektenfauna im Kronenraum zu bewerten wurden die Individuenzahlen der 12 Insektenordnungen auf Plotebene in den vier Klimabereichen miteinander verglichen. Für 10 von 12 Ordnungen wurden signifikante Unterschiede bei den Individuenzahlen gefunden (Abb. 6).



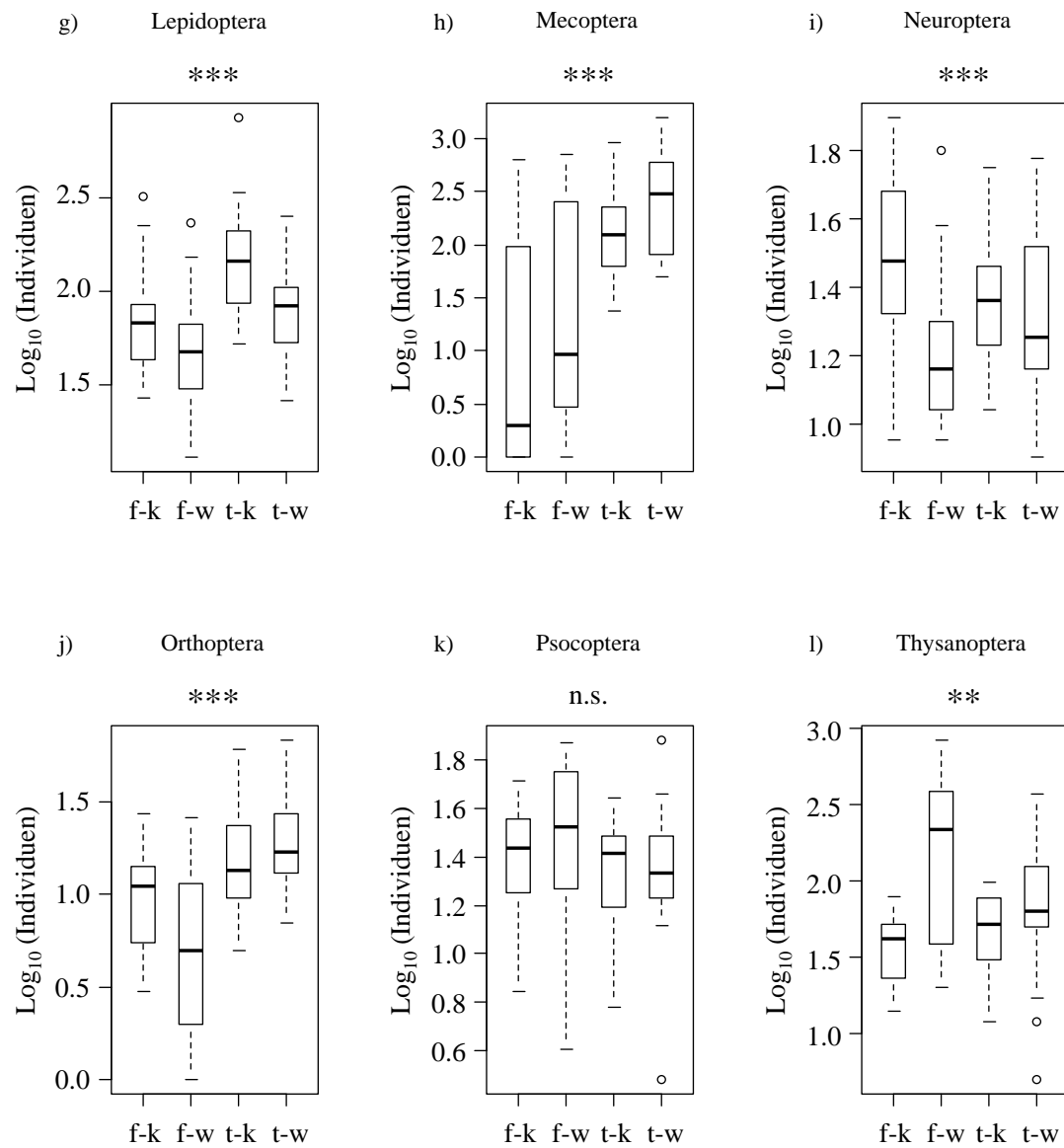


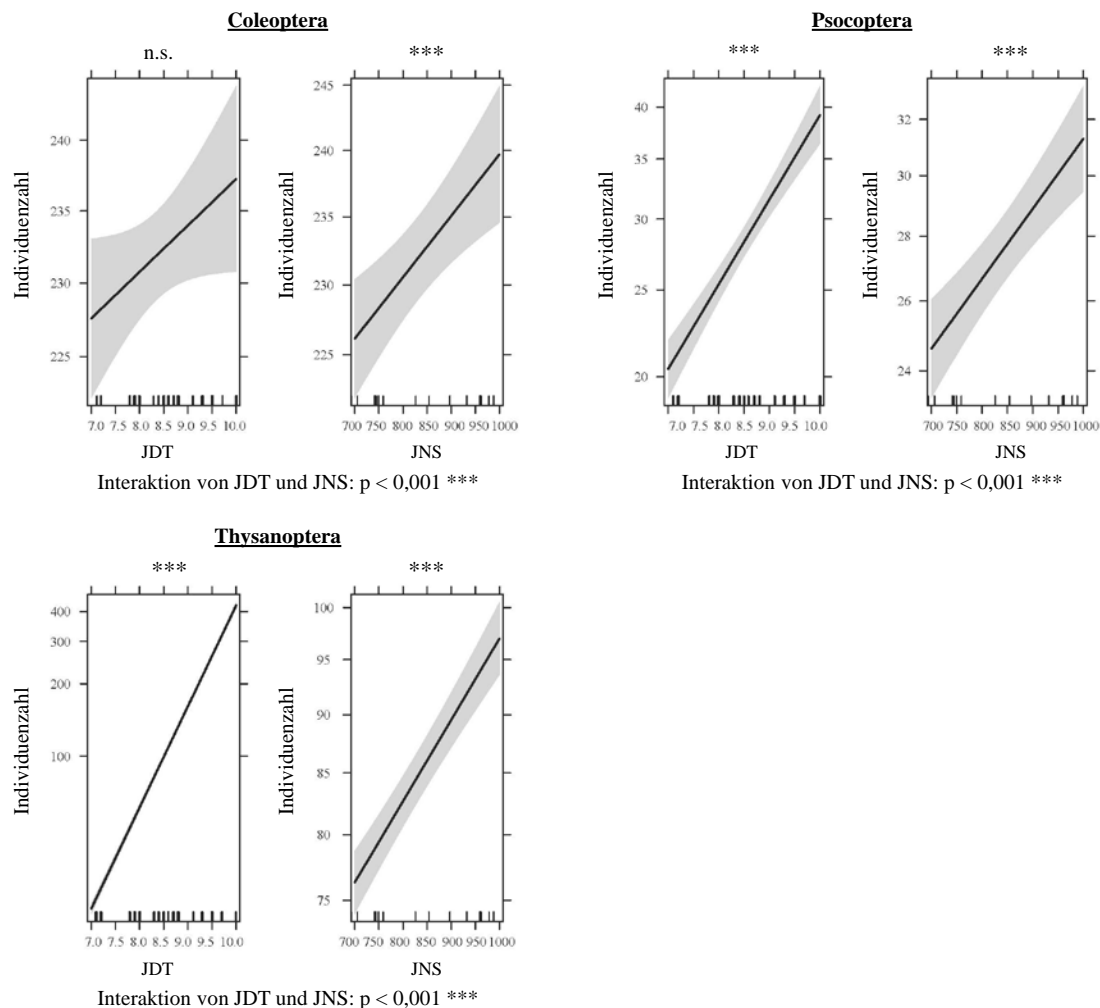
Abb. 6. Boxplots zur Darstellung der Mediane der logarithmierten Individuenzahlen (Log_{10}) aller 12 Ordnungen (siehe Tab. 10) in den vier Klimabereichen (vgl. Tab. 2): f-k: feucht-kühl (20 Plots); f-w: feucht-warm (28 Plots); t-k: trocken-warm (20 Plots); t-w: trocken-warm (24 Plots); Kruskal-Wallis-Test, $n=4$; *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, n.s. $p > 0,05$

3.1.3 Klimatischer Einfluss auf Ordnungsebene

Die gefangenen Insekten entstammen den 24 *Asperulo-Fagatum*-Beständen, die durch unterschiedliche klimatische Rahmenbedingungen gekennzeichnet sind (siehe Abb. 2). Mit Hilfe von generalisierten linearen Modellen (siehe Tab. 6-a) war es möglich, den graduellen Einfluss der Jahresdurchschnitts-Temperatur [°C] (JDT) und des Jahres-Niederschlags [mm] (JNS) sowie deren Wechselwirkung auf die Häufigkeit der gefangenen Individuen (Ordnungsebene) zu bewerten. Die erstellten Effect-Plots zeigen, dass die Individuenzahlen stark von JDT und JNS geprägt werden. Vor allem der Einfluss der Interaktion zwischen den beiden Klimaparametern, die bei allen Ordnungen hochsignifikant ist, verdeutlicht dieses Ergebnis. Die genauere Betrachtung lässt erkennen, dass sich die Ordnungen in vier „Reaktionstypen“ gruppieren lassen, abhängig davon, wie sich die Individuenzahlen durch Zu- oder Abnahme von JDT und JNS verändern.

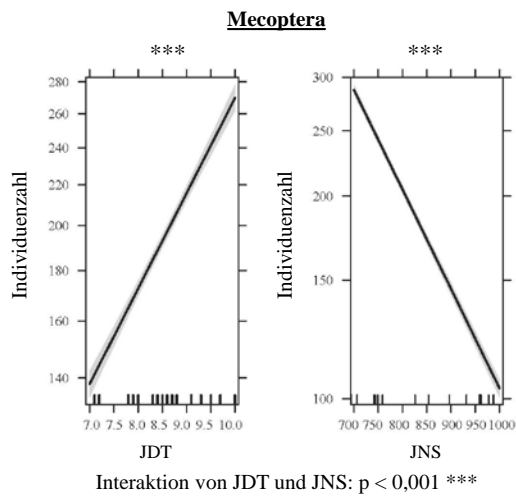
Reaktionstyp 1: → warm-feucht

Zunahme der Individuenzahlen bei zunehmender Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und zunehmenden Jahres-Niederschlag (JNS) (vgl. Tab. 11)



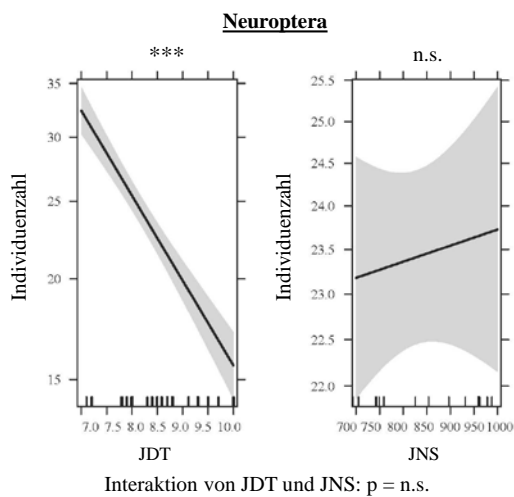
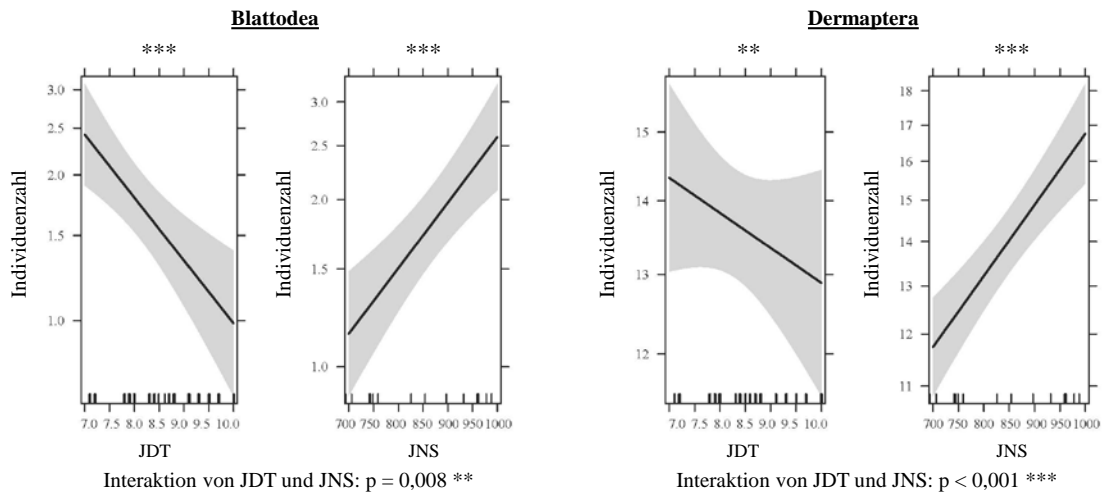
Reaktionstyp 2: → warm-trocken

Zunahme der Individuenzahlen bei zunehmender Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und abnehmenden Jahres-Niederschlag (JNS) (vgl. Tab. 11)



Reaktionstyp 3: → kühl-feucht

Zunahme der Individuenzahlen bei abnehmender Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und zunehmenden Jahres-Niederschlag (JNS) (vgl. Tab. 11)



Reaktionstyp 4: → kühl-trocken

Zunahme der Individuenzahlen bei abnehmender Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und abnehmenden Jahres-Niederschlag (JNS) (vgl. Tab. 11)

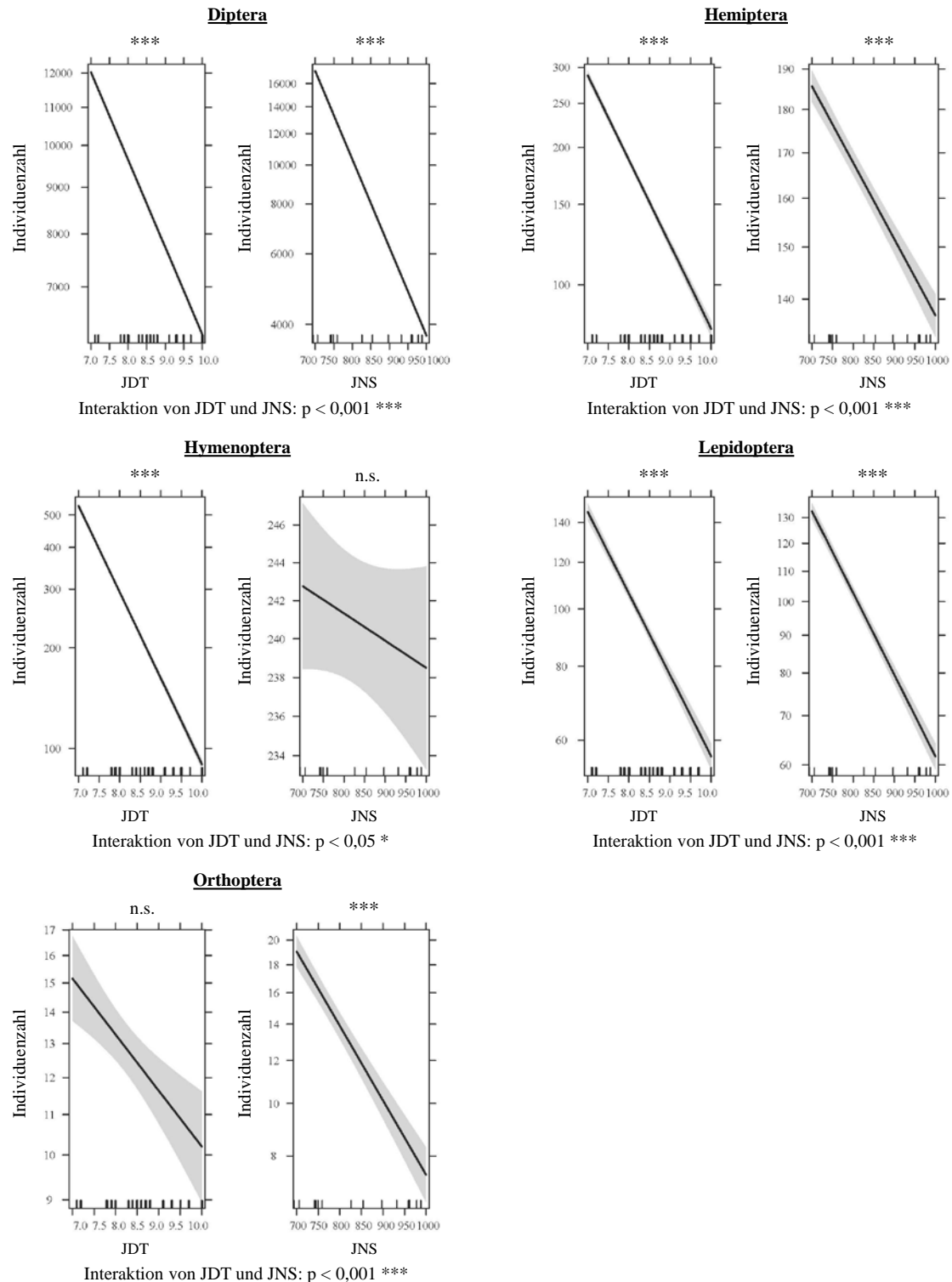


Abb. 7. 'Effect-Plots' zur Darstellung der Abhängigkeit der gefangenen Individuen aller 12 Ordnungen auf den 96 Plots von der Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und dem Jahres-Niederschlag (JNS) sowie deren Zuordnung zu den vier Reaktionstypen mit Einzel- und Interaktions-Signifikanzwerten aus GLMs, inklusive des Konfidenzintervalls (95 %). *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, n.s. $p > 0,05$

Tab. 11. Zuordnung der 12 Insektenordnungen zu den vier Reaktionstypen (RT) in ihrer Abhängigkeit von Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und Jahres-Niederschlag (JNS). Steigende Individuenzahlen der Ordnungen korrespondieren mit steigenden (+) bzw. abnehmenden (-) Werten für JDT bzw. JNS

RT	JDT	JNS	Ordnungen
1	+	+	<i>Coleoptera, Psocoptera, Thysanoptera</i>
2	+	-	<i>Mecoptera</i>
3	-	+	<i>Blattodea, Dermaptera, Neuroptera</i>
4	-	-	<i>Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Orthoptera</i>

3.2 Gamma-Diversität der Käfer und Zikaden

Durch die Auswahl der 24 *Asperulo-Fagetum*-Bestände aus drei biogeografischen Regionen (atlantisch, kontinental, mediterran) konnte ein sehr großer Raum der Buchenverbreitung abgedeckt werden, der mit über 500 000 km² in etwa der Größe Frankreichs entspricht (Abb. 8). Die Anzahl der dort gefangenen Käfer- und Zikadenarten repräsentieren in der vorliegenden Untersuchung deren Gesamtdiversität in diesem Lebensraumtyp (gamma-Diversität, siehe Whittaker, 1972), die von Hunter (2002) auch als die „Diversität von Arten auf einer geographischen Skala“ beschrieben wird.

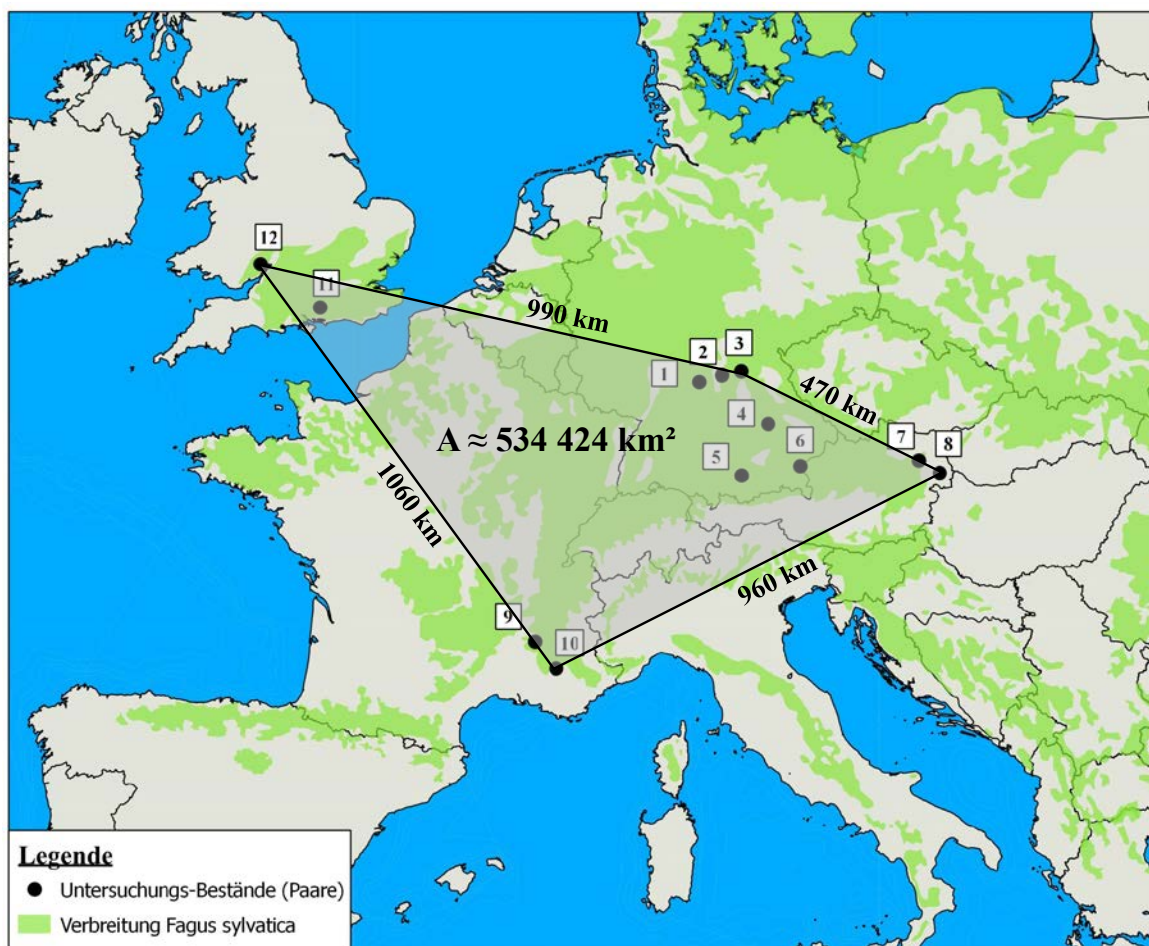


Abb. 8. Darstellung des geografischen Raums, der durch die 24 Untersuchungsbestände abgedeckt wurde (shape: EUFORGEN (2013))

In der Ordnung *Coleoptera* wurden mit insgesamt 21 446 Individuen 822 Arten aus 73 Familien gefangen. Davon gehören 5122 Individuen (= 23,9 %) der Gruppe der Buchen-Käfer an (27 Arten), 9389 Individuen (= 43,8 %) der Gruppe der phytophagen Käfer (204 Arten) und 7392 Individuen (= 34,5 %) der Gruppe der xylobionten Käfer (344 Arten). Zikaden wurden insgesamt mit 5024 Individuen aus fünf Familien gefangen (59 Arten). In Abb. 9 wird über 'species accumulation curves' dargestellt, wie sich die Artenzahlen der einzelnen Gruppen mit Zunahme von gefangenen Individuen erhöht (kumulativen Artenzahlen). Hierbei zeigt sich, dass die Kurven bei allen fünf Gruppen annähernd den Sättigungswert erreichen, was bedeutet, dass das Artenspektrum über die gefangenen Individuenzahlen repräsentativ erfasst wurde.

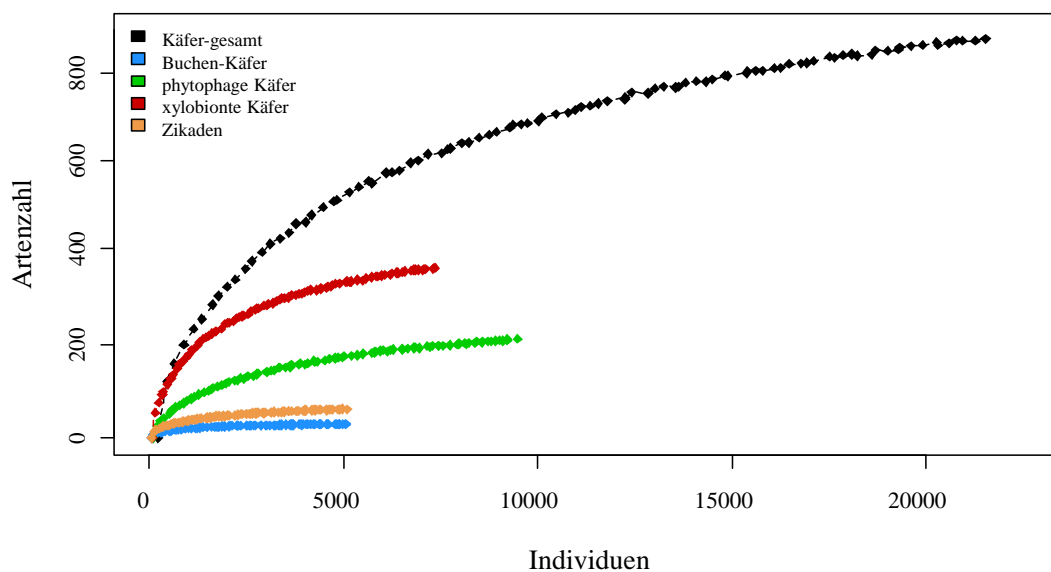


Abb. 9. Darstellung der kumulativen Artenzahlen ('species accumulation curves') für die fünf Insektengruppen über den gesamten geografischen Gradienten (96 Plots) bei steigender Anzahl gefangener Individuen

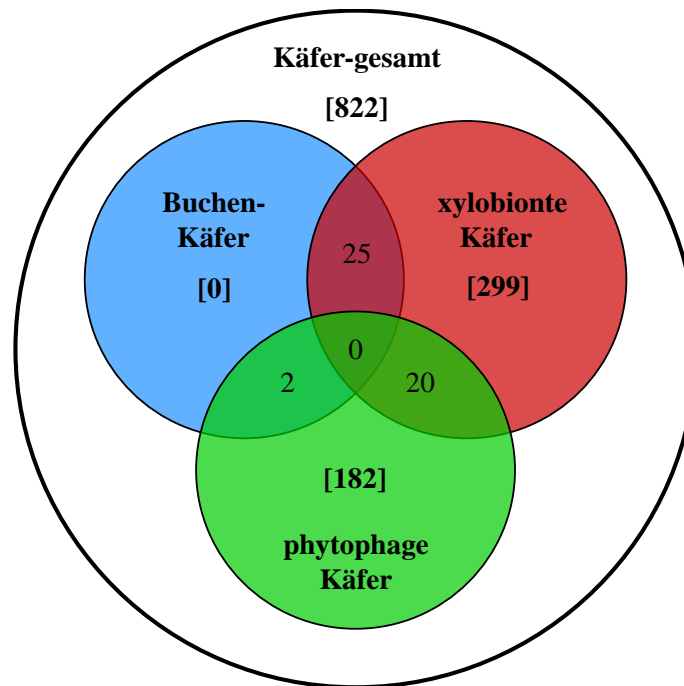


Abb. 10. Venn Diagramm zur grafischen Darstellung der Verteilung, sowie der Überlappung der gefundenen Käferarten auf die drei (+Käfer-gesamt) für die Analysen verwendeten Gruppen Buchen-Käfer, xylobionte Käfer und phytophage Käfer

In Abb. 10 wird die Zuordnung der Käferarten zu den drei Gruppen Buchen-Käfer, xylobionte Käfer und phytophage Käfer sowie deren Überlappungen dargestellt. Von den 822 gefundenen Arten wurden 528 zugeordnet, 294 wurden nicht kategorisiert, sind aber Teil der Gruppe Käfer-gesamt (Anhang-Tab. 2). Es zeigt sich, dass die 27 eng mit Buche assoziierten Arten im Wesentlichen auch der Gruppe der Xylobionten angehören. Nur zwei Arten davon sind als phytophag eingestuft. Unter ihnen ist die mit Abstand individuenreichste Art - *Rhynchaenus fagi* (Buchenspringrüßler) mit 3308 Exemplaren (= 15.4 % der Individuen) (siehe Tab. 14). Keine Art wurde allen drei Gruppen zugeordnet. Die artenreichste Käferfamilie stellen die Staphylinidae mit 178 Arten, gefolgt von den Curculionidae (58 Arten) und den Scolytidae, (38 Arten) die nach neuerer Systematik als Unter-Familie auch den Curculionidae zugeordnet werden (Tab. 13). Von den 822 Käferarten sind 639 (77,7 %) als „seltene Arten“ einzustufen, (< 0,05 % von der Gesamt-Individuenzahl), 37 Arten können als „häufig“ bezeichnet werden (> 0,5% der Individuen) (Tab. 12). 303 Arten lagen nur mit einem (singleton) oder zwei Exemplaren (doubleton) im Datensatz vor. Die Dominanzverhältnisse der 25 dominanten Käfer – und Zikadenfamilien sowie die Anzahl der

singletons innerhalb jeder Familie werden in Tab. 13 dargestellt. Die vollständige Auflistung aller 73 Familien findet sich in Anhang-Tab. 4.

Tab. 12. Darstellung der Zusammensetzung der fünf Insektengruppen über Familien und Arten; singletons = Arten, die nur mit einem Individuum gefangen wurden; doubletons = Arten, die mit zwei Individuen gefangen wurden; seltene Arten: Arten, deren Individuenzahl < 0,05 % von der Gesamt-Individuenzahl ausmachen; häufige Arten: Arten, deren Individuenzahl > 0,5 % von der Gesamt-Individuenzahl ausmachen

	Familien	Arten	Individuen	singletons	doubletons	seltene Arten	häufige Arten
<i>a) Käfer-gesamt</i>							
	73	822	21 446	303	104	639	37
	100 %	100 %	100,0 %	36,9 %	12,7 %	77,7 %	4,5 %
<i>b) Buchen-Käfer</i>							
	9	27	5122	7	1	2	6
	12,3 %	3,3 %	23,9 %	25,9 %	3,7 %	7,4 %	22,2 %
<i>c) phytophage Käfer</i>							
	30	204	9389	80	24	136	20
	41,1 %	24,8 %	43,8 %	39,2 %	11,8 %	66,7 %	9,8 %
<i>d) xylobionte Käfer</i>							
	49	344	7392	108	47	180	31
	67,1 %	41,8 %	34,5 %	31,4 %	13,7 %	52,3 %	9,0 %
<i>e) Zikaden</i>							
	5	59	5024	20	1	21	13
	100 %	100 %	100 %	33,9 %	1,7 %	35,6 %	22,0 %

Tab. 13. Überblick über die Dominanzverhältnisse der 25 dominanten Käfer – und Zikadenfamilien, sowie die Anzahl der singletons innerhalb jeder Familie

	Artenzahl	Individuenzahl	Anzahl der singletons
Familie/Käfer			
Staphylinidae	178	2995	70
Curculionidae	58	3723	22
Scolytidae	38	2527	11
Cantharidae	34	1319	9
Cerambycidae	34	146	15
Elateridae	34	1759	7
Chrysomelidae	32	692	13
Carabidae	30	290	15
Latridiidae	23	815	5
Anobiidae	21	714	4
Coccinellidae	20	276	6
Cryptophagidae	17	209	2
Nitidulidae	16	1917	3
Trogidae	16	102	7
Lyctidae	15	50	1
Scraptiidae	15	211	2
Pselaphidae	13	75	4
Alleculidae	10	79	2
Hydrophilidae	10	12	8
Melandryidae	10	38	3
Eucnemidae	9	45	2
Ptiliidae	9	23	5
Buprestidae	8	94	6
Cholevidae	8	11	5
Melyridae	8	728	1
Familie/Zikaden			
Cicadellidae	45	4562	14
Cixiidae	8	23	3
Issidae	2	430	0
Aphrophoridae	2	7	1
Tettigometridae	2	2	2

Tab. 14. Überblick über die 15 dominanten Käferarten mit Angabe der jeweiligen Individuenzahlen und Anteil an der Gesamt-Individuenzahl aller Käfer, sowie die jeweilige Zuordnung der Art zu den Käfergruppen

Familie	Art	Individuen	Anteil	Buchen-Käfer	phytophage Käfer	xylobionte Käfer
Curculionidae	<i>Rhynchaenus fagi</i>	3 308	15,42 %	X	X	
Nitidulidae	<i>Meligethes aeneus</i>	1 360	6,34 %		X	
Elateridae	<i>Athous vittatus</i>	801	3,73 %		X	
Scolytidae	<i>Ernoporicus fagi</i>	792	3,69 %	X		X
Scolytidae	<i>Xyloterus domesticus</i>	776	3,62 %			X
Melyridae	<i>Dasytes cyaneus</i>	552	2,57 %	X		X
Staphylinidae	<i>Haploglossa villosula</i>	542	2,53 %			
Staphylinidae	<i>Eusphalerum abdominale</i>	503	2,35 %		X	
Elateridae	<i>Athous subfuscus</i>	486	2,27 %		X	
Nitidulidae	<i>Epuraea melanocephala</i>	474	2,21 %		X	
Mycetophagidae	<i>Litargus connexus</i>	451	2,10 %			X
Latridiidae	<i>Corticarina similata</i>	407	1,90 %			
Anthribidae	<i>Brachytarsus nebulosus</i>	345	1,61 %			
Chrysomelidae	<i>Aphthona pygmaea</i>	325	1,52 %		X	
Cantharidae	<i>Rhagonycha lignosa</i>	298	1,39 %			

Über den Chao1-Schätzer konnte zusätzlich berechnet werden, wie hoch die zu erwartenden Artenzahlen und damit die geschätzte gamma-Diversität der vier Käfergruppen und der Zikaden in diesem geografischen Raum sind, was das „Diversitäts-Potential“ der *Asperulo-Fagetum* Bestände insgesamt veranschaulicht (siehe Tab. 6-c). Es zeigt sich, dass im Ganzen ca. 1 300 Käferarten zu erwarten wären. Beim Vergleich der „inventory completeness“ (IC), das heißt der Anteil der real gefangenen Artenzahl an der Anzahl der geschätzten Artenzahl wird deutlich, dass die Gruppe der xylobionten Käfer mit 71,9 % am besten erfasst wurde, gefolgt von den Buchen-Käfern mit 68,4 % (Tab. 15).

Tab. 15. Beobachtete (S.obs) und erwartete (Chao1) Gesamt-Artenzahlen der fünf Gruppen, über den gesamten geografischen Raum der Untersuchung (Plots = 96). % - Angaben entsprechen der „Vollständigkeit“ der gefangenen Artenzahlen im Verhältnis zur erwarteten Artenzahl (inventory completeness – IC)

	a) Käfer-gesamt	b) Buchen-Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer	e) Zikaden
S.obs	822	27	204	344	59
Chao1	1302,0	39,5	333,3	478,6	95,8
± SE	74,0	12,1	39,9	33,5	22,8
IC	63,1 %	68,4 %	61,2 %	71,9 %	61,6 %

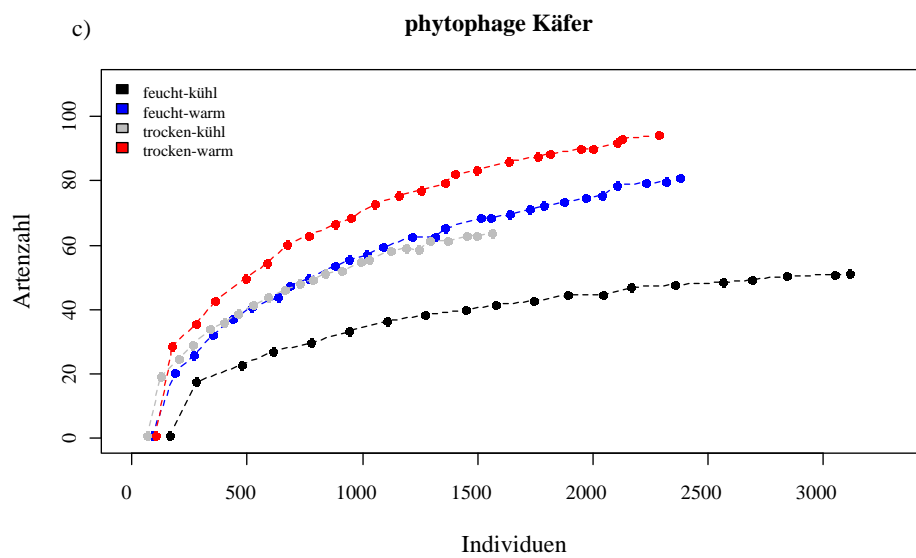
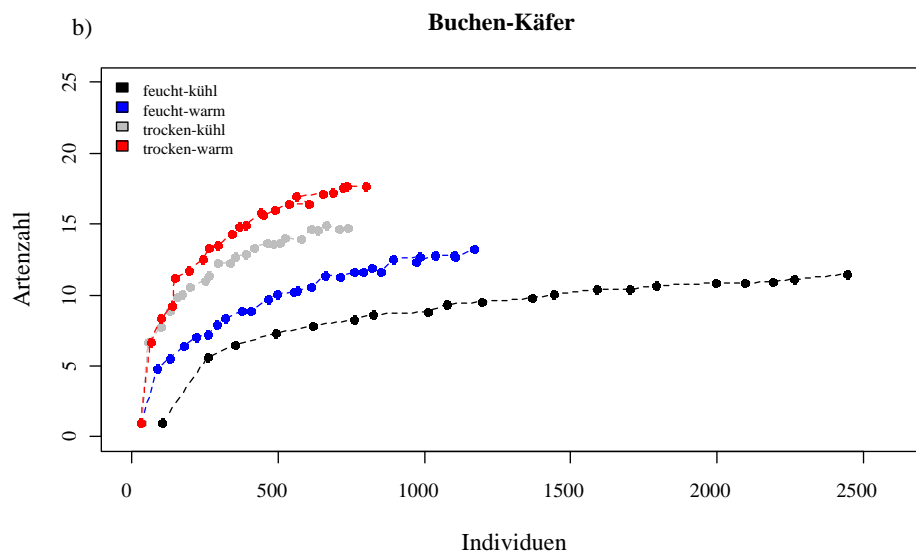
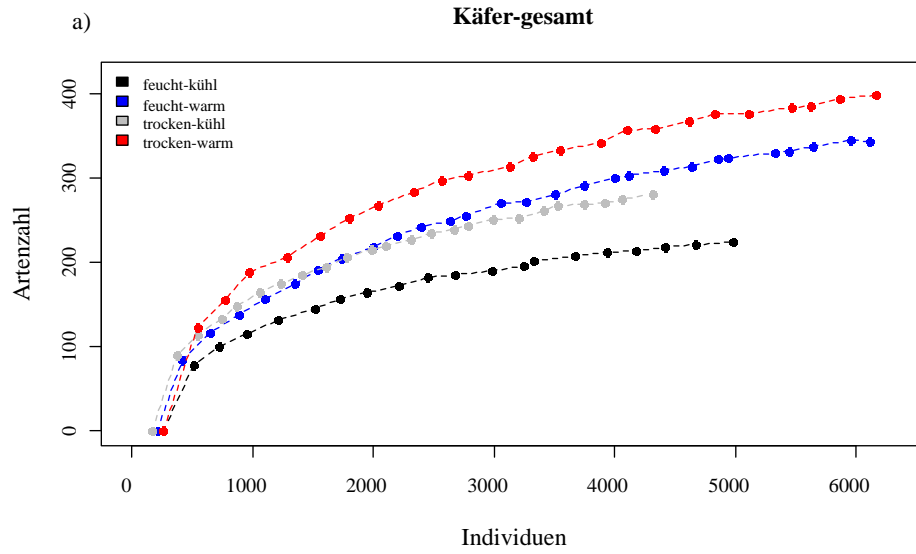
3.3 Alpha-Diversität der Käfer und Zikaden

Das folgende Kapitel behandelt die alpha-Diversität (beobachtete und erwartete Artenzahl pro Plot) der vier Käfergruppen und Zikaden. Die Auswertungen erfassen die direkten Beziehungen der lokalen Biozönose zu biotischen und abiotischen Parametern wie die klimatischen Bedingungen und die geografische Lage der Untersuchungsbestände, die Bestandesstrukturen innerhalb der Bestände und die genetische Variabilität der Probestämme.

3.3.1 Artenzahlen der Klimabereiche

3.3.1.1. Kumulative Artenzahlen

Die kumulativen Artenzahlen, dargestellt über 'species accumulation curves' (Abb. 11) zeigen, wie schnell die Artenzahl bei steigender (gefangener) Individuenzahl zunimmt. Dadurch lässt sich die Diversität der fünf Gruppen in den vier verschiedenen Klimabereichen – im Unterschied zu reinen Artenzahlen – unter Berücksichtigung der Menge an gefangenen Individuen vergleichen (siehe Tab. 9-b). Dabei zeigt sich, dass die meisten Arten bei gleicher Individuenzahl in allen fünf Gruppen im trocken-warmen Bereich gefangen wurden. Die wenigsten Arten traten, außer bei den Zikaden, in den feucht-kühlen Beständen auf, obwohl hier bei den Buchen-Käfern und den phytophagen Käfern die meisten Individuen gefangen wurden. Bei den statistischen Einzelvergleichen der Artenkurven (siehe Tab. 5-c) der vier Klimabereiche war der Unterschied zwischen feucht-kühl und trocken-warm sowie zwischen feucht-warm und trocken-warm signifikant für alle fünf Gruppen. Die wenigsten signifikanten Unterschiede wurden zwischen von feucht-warm zu trocken-warm gefunden (Tab. 16). Die Ergebnisse verdeutlichen die signifikant klimatische Grundprägung der Diversität von Käfern und Zikaden durch JDT und JNS.



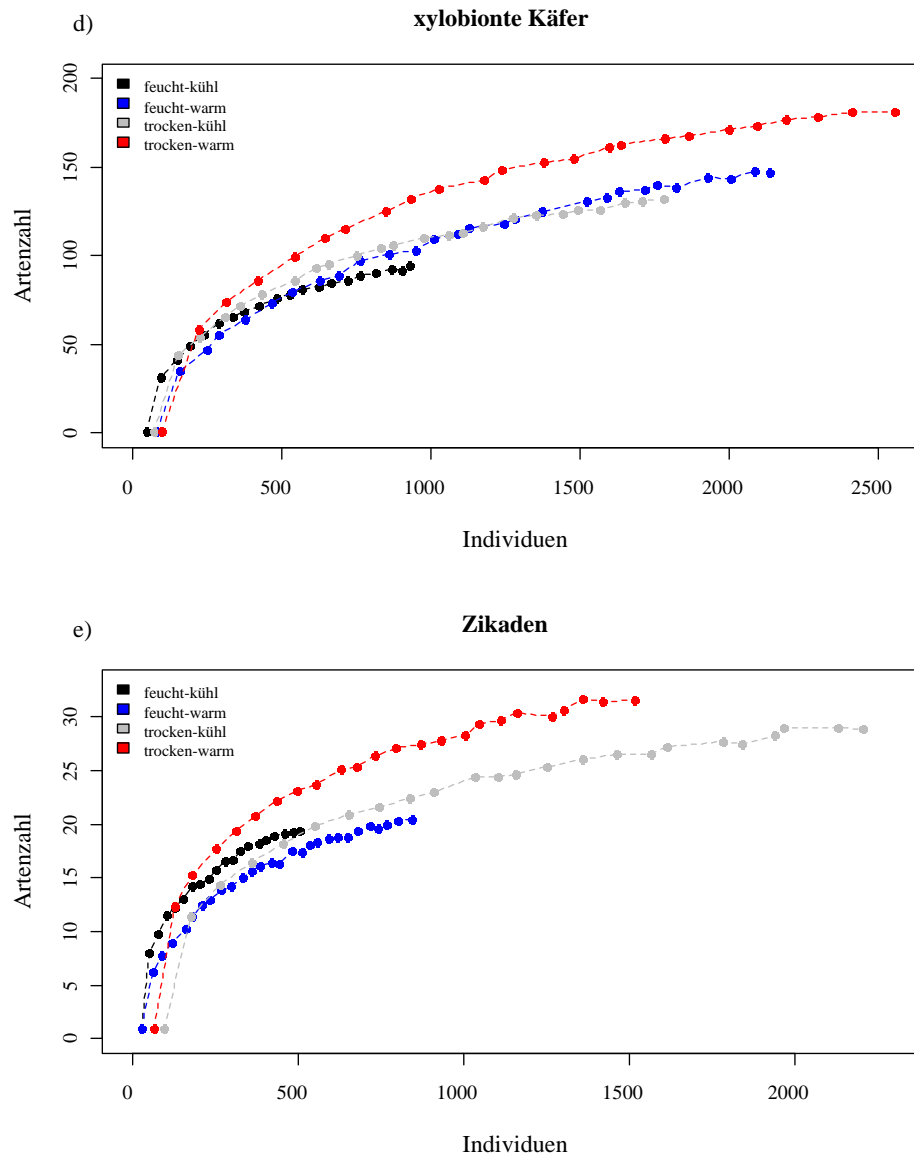


Abb. 11. 'Species accumulation curves' – Darstellung der kumulativen Artenzahlen über alle 96 Plots für die fünf Insektengruppen in den vier Klimabereichen bei steigender Anzahl gefangener Individuen

Tab. 16. Signifikanzwerte des Paarvergleichs der kumulativen Artenzahlen (aus 'species accumulation curves') jeder Gruppe zwischen den vier Klimabereichen (vgl. Tab. 5-c). f-k: feucht – kühl; f-w: feucht – warm; t-k: trocken – kühl; t-w: trocken – warm. Signifikante p-Werte sind fett dargestellt

	a) Käfer-gesamt	b) Buchen-Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer	e) Zikaden
Vergleich					
f-k ↔ f-w	0,01	n.s.	0,02	0,01	n.s.
f-k ↔ t-k	n.s.	n.s.	0,11	0,03	n.s.
f-k ↔ t-w	0,01	0,03	0,01	0,01	0,04
f-w ↔ t-k	0,01	n.s.	n.s.	n.s.	0,01
f-w ↔ t-w	0,02	0,0	0,02	0,01	0,01
t-k ↔ t-w	0,01	n.s.	0,01	0,01	n.s.

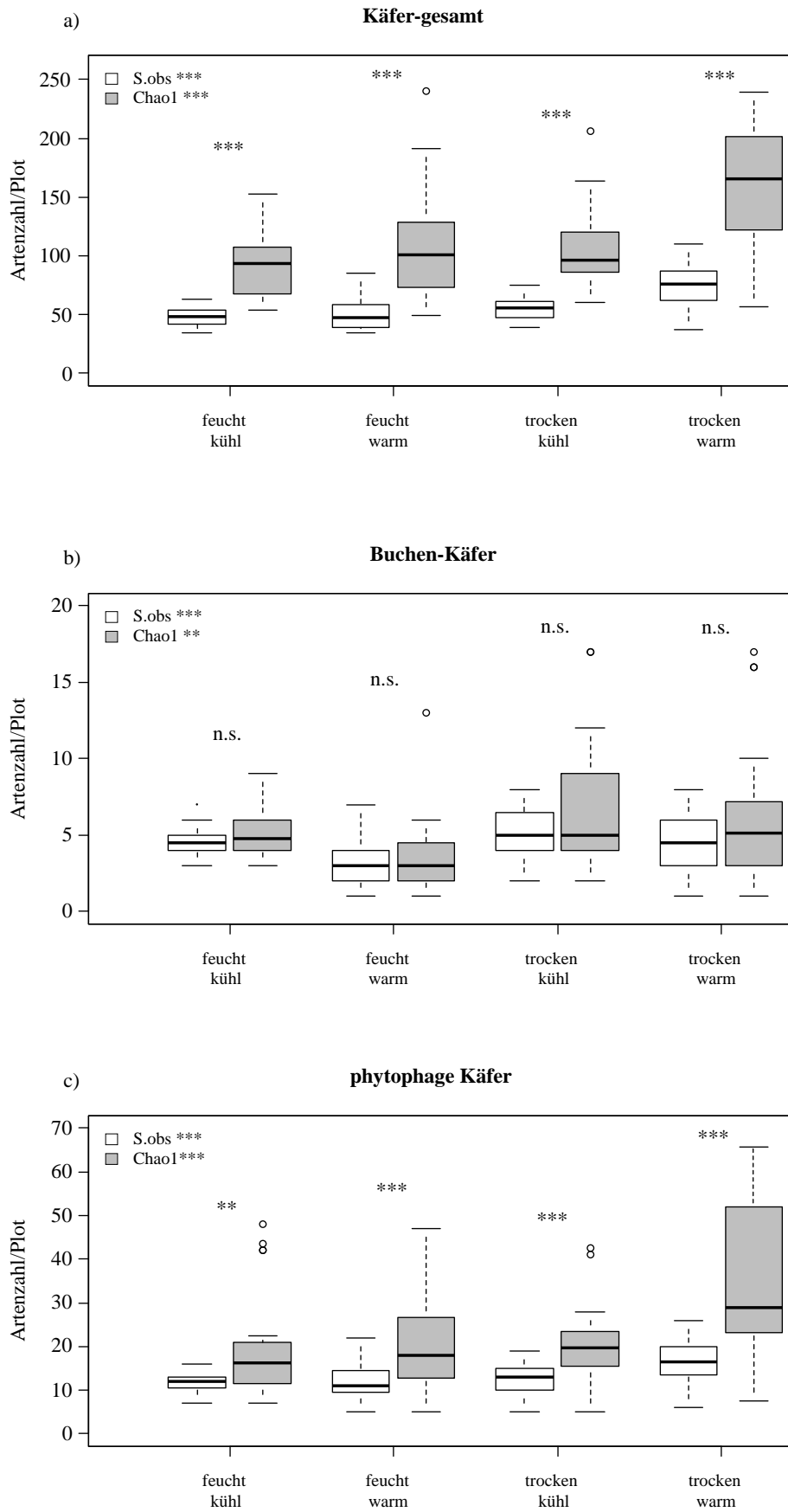
3.3.1.2. Beobachtete- und erwartete Artenzahlen

Tab. 17 fasst die beobachteten Artenzahlen (S.obs) und die nach Chao1 berechneten, erwarteten Artenzahlen der fünf Insektengruppen in den vier Klimabereichen zusammen. Über den Chao1 Schätzer lassen sich auch hier die „Diversitäts-Potentiale“ (zu erwartende Anzahl an Arten) berechnen und so die unterschiedlichen Klimabereiche besser vergleichen als über die rein beobachteten Artenzahlen. Die z. T. auffälligen Differenzen zwischen beobachteten und erwarteten Artenzahlen belegen, dass relativ viele Arten mit nur einem oder zwei Individuen ('singletons'/'doubletons') gefangen wurden (vgl. Tab. 17), was auf deren selteneres Vorkommen bzw. geringe Aktivität in den Buchenkronen hindeutet. Die Rangfolge für die beobachteten Artenzahlen in den vier Klimabereichen deckt sich nicht immer mit den Chao1-Werten. Die geringsten beobachteten Artenzahlen (S.obs) zeigen sich bei allen Gruppen durchgehend im feucht-kühlen Klimabereich, wohingegen die höchsten Artenzahlen immer in den trocken-warmen Gebieten zu finden sind. Die erwarteten Artenzahlen (Chao1) hingegen waren bei [a] Käfern-gesamt, den [b] Buchen-Käfern und den [d] xylobionten Käfern im feucht-kühlen Bereich am niedrigsten und am höchsten im feucht-warmen Bereich. Nur bei den [c] phytophagen Käfer sind die meisten Arten in feucht-kühlen Beständen zu erwarten, wohingegen mit den meisten Zikadenarten [e] in den trocken-warmen Bereichen zu rechnen ist. Betrachtet man die „Vollständigkeit“ der Aufnahmen (IC), zeigt sich, dass die tatsächlich gefangenen Artenzahlen im trocken-warmen Bereich bei allen vier Käfergruppen das „Diversitäts-Potential“ am besten abbilden, mit bis zu 92,6 % bei den Buchen-Käfern, aber immerhin noch 71,0 % bei der gesamten Käferzönose. Die Fangzahlen der Zikaden repräsentieren hingegen das Potential am besten im trocken-kühlen Bereich.

Die Unterschiede der alpha-Diversität für die beobachtete und erwartete Artenzahl der Einzelplots aller fünf Gruppen zwischen den vier Klimabereichen verdeutlicht Abb. 12. Sie beruhen auf den Einzelwerten der 96 Plots für S.obs und Chao1 (Anhang-Tab. 5). Die beobachteten und erwarteten Artenzahlen der Buchen-Käfer und Zikaden unterscheiden sich nicht innerhalb der vier Klimabereiche, was die Ergebnisse von Tab. 17 stützt. Das deutet darauf hin, dass die meisten, der an Buche angepassten Käferarten und die Zikaden mit vergleichsweise hohen Individuenzahlen je Art in den unterschiedlichen Klimabereichen gefangen wurden (wenig singeltons/doubletons) und so die Diversität dieser beiden Gruppen durch die Aufnahmemethode sehr gut repräsentiert wird. Vergleicht man allerdings S.obs mit Chao1 über alle vier Klimabereiche hinweg, so unterscheiden sich die Werte hier bei allen fünf Gruppen signifikant (Abb. 12).

Tab. 17. Beobachtete (S.obs) und erwartete (Chao1) Artenzahlen der fünf Gruppen in den vier Klimabereichen. Die Berechnung erfolgte hierbei über alle Plots (n) des jeweiligen Bereichs. IC – inventory completeness: „Vollständigkeit“ der gefangenen Artenzahlen im Verhältnis zur erwarteten Artenzahl in %. Die höchsten IC-Werte der einzelnen Gruppen sind fett dargestellt

	a) Käfer- gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer	e) Zikaden
<u>Klimabereich: feucht-kühl (n=20)</u>					
S.obs	271	13	63	114	24
Chao1	449,7	17,0	213,1	164,6	54,3
± SE	46,4	5,3	31,2	20,2	14,8
IC	60,3 %	76,5 %	29,6 %	63,3 %	44,2 %
<u>Klimabereich: feucht-warm (n=28)</u>					
S.obs	442	16	101	189	25
Chao1	858,9	28,3	182,3	359,0	40,1
± SE	78,4	13,2	31,8	47,7	12,5
IC	51,5 %	56,5 %	55,4 %	52,6 %	62,3 %
<u>Klimabereich: trocken-kühl (n=24)</u>					
S.obs	341	17	82	158	34
Chao1	559,0	23,3	156,5	234,9	44,1
± SE	48,6	7,6	31,7	26,4	8,0
IC	61,0 %	73,0 %	52,4 %	67,3 %	77,1 %
<u>Klimabereich: trocken-warm (n=24)</u>					
S.obs	479	20	115	216	38
Chao1	675,1	21,6	178,2	274,3	80,7
± SE	37,6	2,2	24,5	17,7	21,6
IC	71,0 %	92,6 %	64,5 %	78,7 %	47,1 %



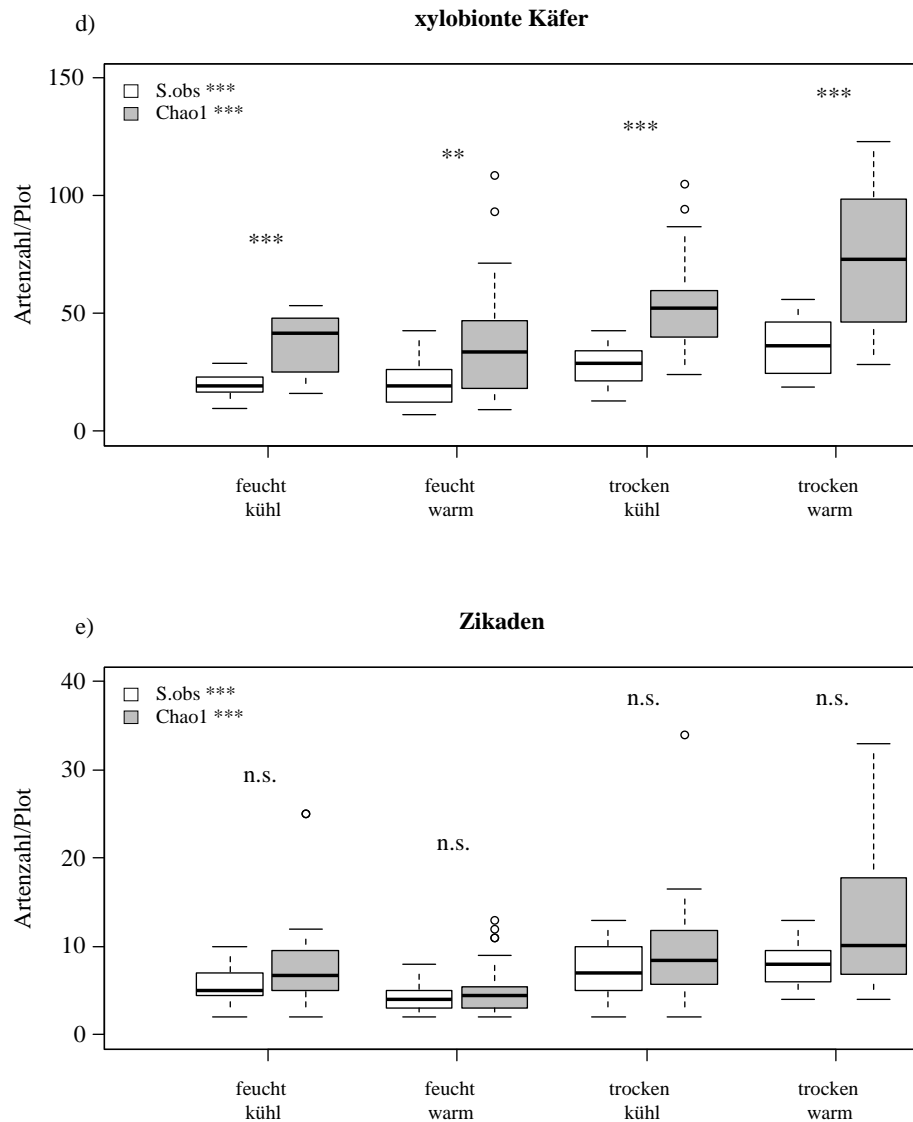


Abb. 12. Boxplots zur Darstellung der Verteilung der beobachteten (S.obs) und erwarteten (Chao1) Artenzahlen der fünf Gruppen a-e in den vier Klimabereichen; Anzahl Plots: feucht-kühl (20 Plots), feucht-warm (28 Plots), trocken-kühl (24 Plots), trocken-warm (24 Plots). Kruskal-Wallis Test zum Vergleich von S.obs und Chao1 über alle vier Klimabereiche; Mann-Whitney-U Test zum Vergleich von S.obs und Chao1 innerhalb der einzelnen Klimabereiche. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, n.s. $p > 0,05$

3.3.2 Kombiniertes Einfluss von Klima, Geografie und Bestandesstruktur auf die Artengemeinschaften

In den bisherigen Kapiteln wurde der starke Einfluss der langjährigen klimatischen Bedingungen über die Ausprägung von Jahresdurchschnitts-Temperatur und Jahres-Niederschlag auf die Insekten-Diversität (Artenzahl, Individuenzahl) deutlich. Mit einer erweiterten Parameterkonstellation wurden neben den klimatischen Faktoren (siehe 2.5.1) auch die geographische Lage der Versuchsflächen (siehe 2.5.2) und die Bestandesstrukturen (siehe 2.5.3) als ein die Artengemeinschaften prägender Kombinationseffekt mittels Varianzpartitionierung getestet (siehe Tab. 9-d). Als Grundlage für diese Auswertung dienten wiederum die Arten-Abundanz-Tabellen der fünf Insektengruppen: [a] Käfer-gesamt, [b] Buchen-Käfer, [c] phytophage Käfer, [d] xylobionte Käfer, sowie [e] Zikaden. Die Interaktion der o. g. Faktoren liefern beachtliche Werte für die erklärte Varianz (R^2) innerhalb der fünf Gemeinschaften, die sich zwischen 58 % für die Buchenkäfer und 34 % für die Zikaden bewegen (Abb. 13). Mit Hilfe einer Partitionierung kann die erklärte Varianz R^2 in Erklärungsbeiträge der einzelnen Parameter zerlegt werden (Tab. 18). Gemittelt über alle Insektengruppen trugen hier die Klimaparameter am meisten zu R^2 bei, mit im Durchschnitt 27,2 %, gefolgt von der geographischen Lage mit 24,6 % und den Bestandesstrukturen mit 20,0 %. Auch bei den Einzelwerten der fünf Gruppen zeigten die Klimaparameter durchgehend den höchsten Erklärungswert, gefolgt von der Geografie. In Tab. 18 sind neben den Anteilen von R^2 , die durch die drei Parameter-Datensätze und deren Kombinationen erklärt werden, zusätzlich die jeweiligen Anteile an der erklärten Varianz für die fünf Gruppen dargestellt.

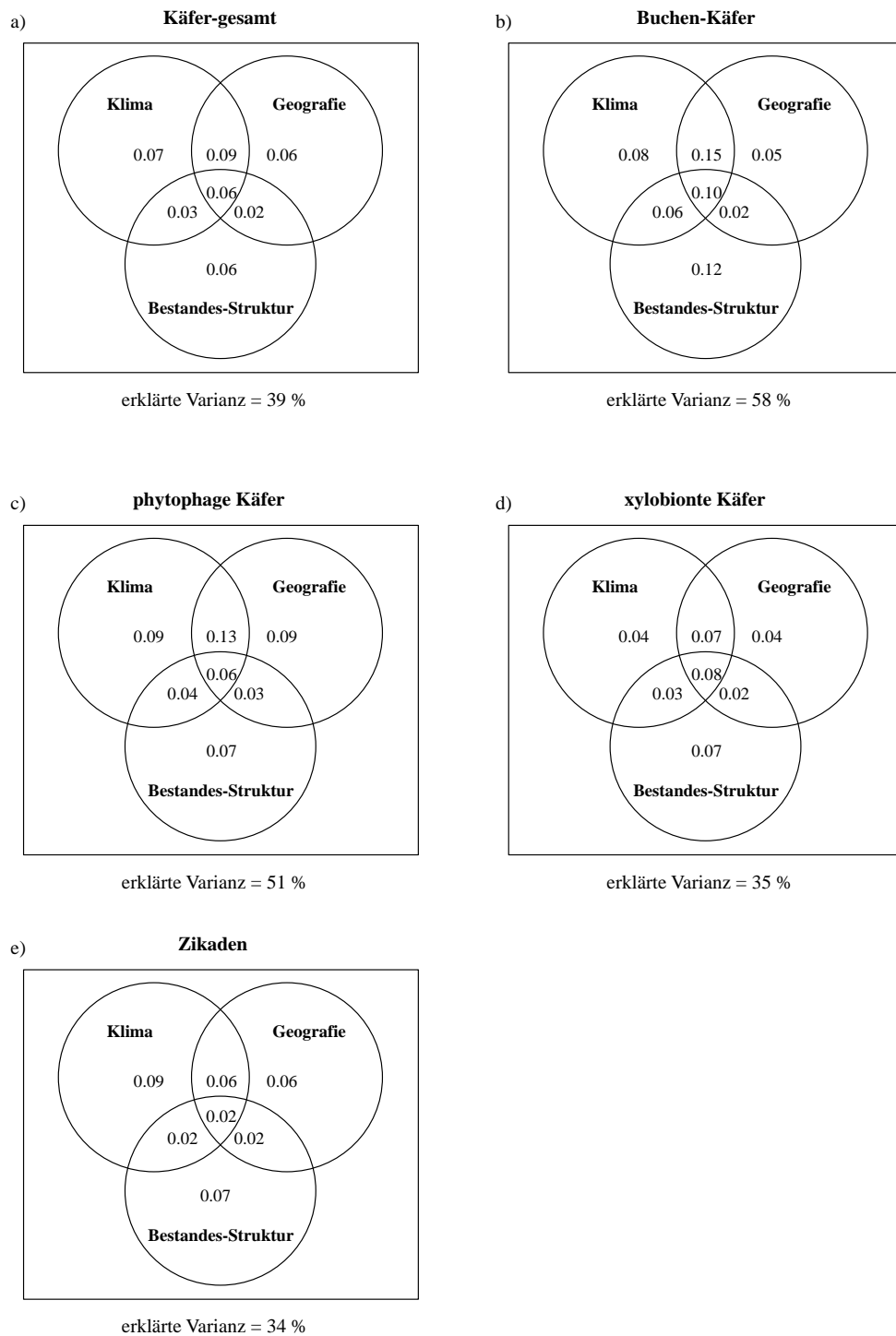


Abb. 13. Varianz-Partitionierung der erklärten Varianz R^2 der fünf Insektengemeinschaften über alle 96 Plots durch die Datensätze 'Klima' (Anhang-Tab. 6), 'Geografie' (Anhang-Tab. 7) und 'Bestandes-Struktur' (Anhang-Tab. 8), sowie deren kombinierte Effekte

Tab. 18. Darstellung der berechneten Einzelwerte der Varianzerklärung aus der Varianzpartitionierung (siehe Abb. 13) für die fünf Insekten-Gemeinschaften über die Datensätze 'Klima' (Anhang-Tab. 6), 'Geografie' (Anhang-Tab. 7) und 'Bestandes-Struktur' (Anhang-Tab. 8). R^2 = die durch die Parameterkombination insgesamt erklärte Varianz; $eA-R^2$ = der durch die einzelne Parametergruppe (+ kombinierte Effekte) erklärte Anteil von R^2 (vgl. Abb. 13); $A-eR^2$ = Anteil von $eA-R^2$ an der erklärten Varianz R^2 ; in den Einzelwerten sind die Summen der kombinierten Effekte der einzelnen Datensätze enthalten. Die höchsten Prozentwerte sind fett dargestellt

Gemeinschaften	Σ	Klima		Geografie		Bestandesstruktur	
	R^2	$eA-R^2$	$A-eR^2$	$eA-R^2$	$A-eR^2$	$eA-R^2$	$A-eR^2$
a) Käfer-gesamt	39,0 %	25,0 %	64,1 %	23,0 %	59,0 %	17,0 %	43,6 %
b) Buchen-Käfer	58,0 %	39,0 %	67,4 %	32,0 %	55,2 %	30,0 %	51,7 %
c) phytophage Käfer	51,0 %	32,0 %	62,7 %	31,0 %	60,8 %	20,0 %	39,2 %
d) xylobionte Käfer	35,0 %	22,0 %	62,9 %	21,0 %	60,0 %	20,0 %	57,1 %
e) Zikaden	34,0 %	18,0 %	52,9 %	16,0 %	47,1 %	13,0 %	38,2 %
Mittelwerte $\bar{}$	43,4 %	27,2 %	62,0 %	24,6 %	56,4 %	20,0 %	46,0 %

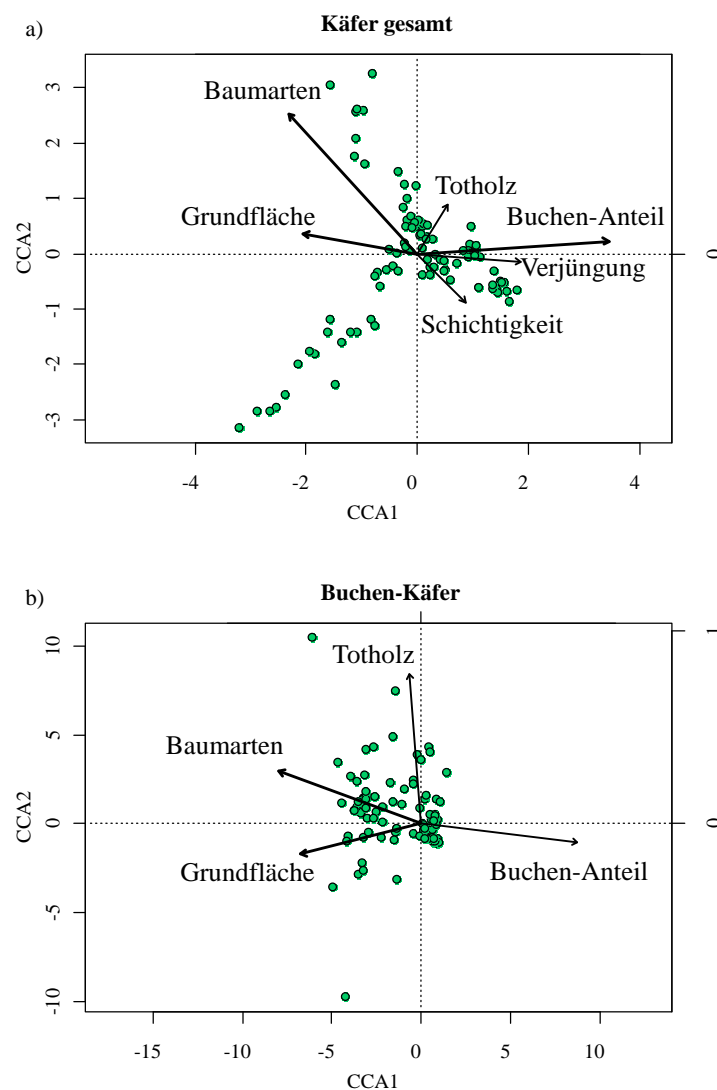
3.3.3 Einfluss der Bestandesstrukturen auf die Käfer- bzw. Zikadengemeinschaften

3.3.3.1. Ordination der Artengemeinschaften

Wie in Kapitel 3.3.2 dargestellt, sind neben den klimatischen Bedingungen auch die geografische Lage der Bestände und deren Bestandesstrukturen wichtige Faktoren für die Ausprägung der fünf Insektengemeinschaften.

Klima und geografische Lage sind feste Größen, die sich dem menschlichen Einfluss weitestgehend entziehen. Im Gegensatz dazu ist der Faktor „Bestandesstruktur“ ein Element, das mit forstlichen Managementmaßnahmen aktiv entwickelt und gestaltet werden kann. Daher werden in den folgenden Kapiteln die 10 zuvor ausgewählten Bestandesstrukturen und Mikrohabitate (siehe Tab. 4) hinsichtlich ihres Einflusses auf die Struktur der vier Käfergemeinschaften sowie der Zikaden bewertet. Hierfür wurde im ersten Schritt die Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) verwendet (siehe Tab. 9-e), bei der die abgeleiteten Ordinationsachsen Linearkombinationen der verwendeten Parameter darstellen. Diese wurden über multiple lineare Regressionsmodelle (Leyer & Wesche, 2009) erzeugt, wiederum auf Grundlage der Arten-Abundanz-Tabellen. In den dargestellten CCA-Biplots sind die 96 Untersuchungs-Plots über die ersten zwei Achsen angeordnet, abhängig von den jeweiligen Artenkombinationen und Artabundanz sowie deren Beziehung zu den

Strukturparametern (Abb. 14). Dabei gibt die relative Länge eines Vektors (Parameter) zu einer Achse an, wie stark die Beziehung dieser Variable mit der Achse und der damit verbundenen Variation in der Artenzusammensetzung ist. Von allen 10 verwendeten Parametern (siehe Tab. 4) üben die Grundfläche, die Anzahl der Baumarten und der Buchen-Anteil den stärksten Einfluss auf die fünf Gemeinschaften aus (Tab. 19). Die Totholzmenge wirkt sich positiv auf die gesamte Käfergemeinschaft, die Buchen-Käfer und die xylobionten Käfer aus, wohingegen Biotopbäume hier nur für die xylobionten Käfer von Bedeutung sind. Zusätzlich beeinflusst die Schichtigkeit, als Maß für die vertikale Stratifikation der Bestände, alle Gruppen signifikant, mit Ausnahme der Buchen-Käfer. Auffällig ist, dass sich die Plots bei der Gemeinschaft der Buchen-Käfer sehr eng zusammen gruppieren (Abb. 14-b), was darauf hindeutet, dass die Artenkombinationen und Abundanzen in dieser Gruppe eng in Beziehung stehen zu der speziellen Ausprägung der Strukturparametern in Buchenwäldern, wie z. B. dem Buchenanteil oder der Grundfläche.



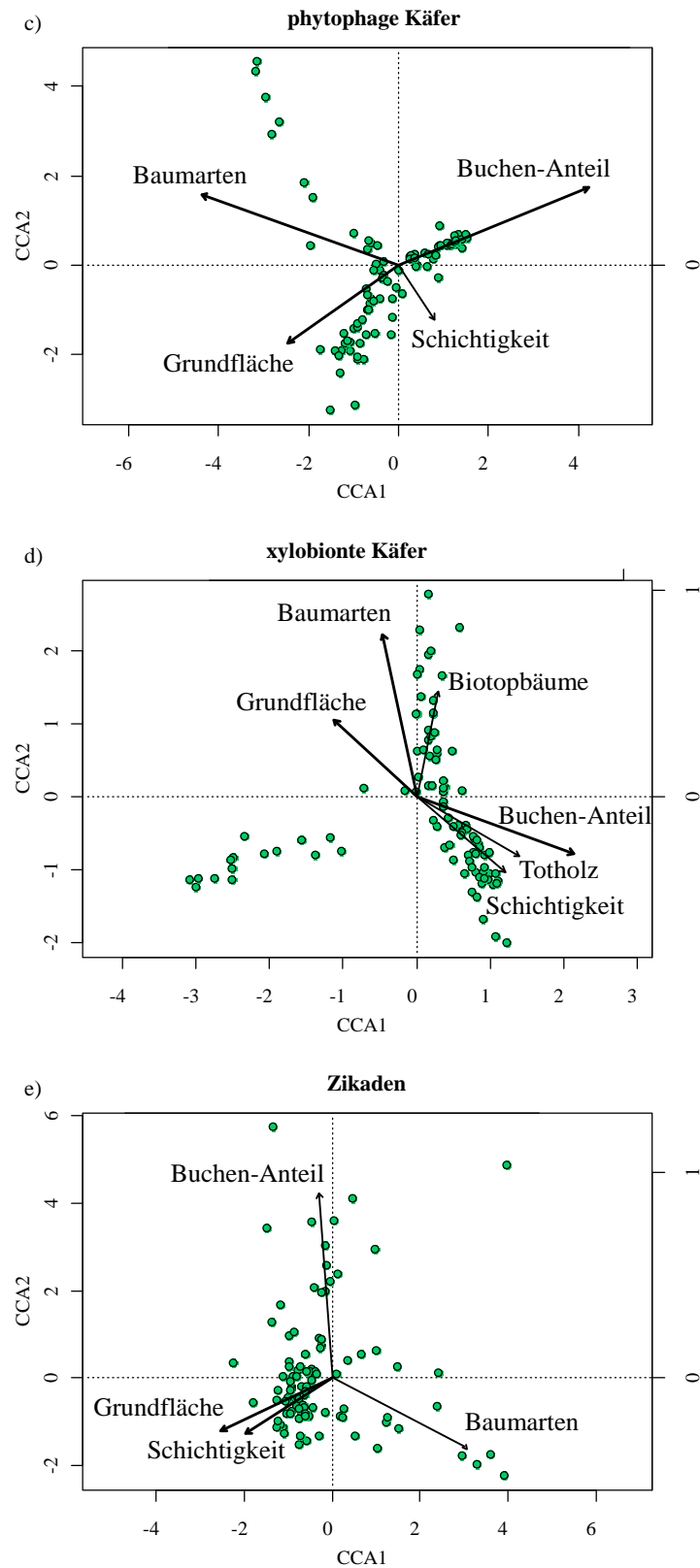


Abb. 14. Einfluss der Strukturparameter (Parameter mit signifikantem Einfluss auf die Ordination, dargestellt über Vektoren) auf die vier Käfer- und die Zikadengemeinschaften, mittels Kanonische Korrespondenzanalyse über zwei Achsen (CCA - Biplot). Anordnung der 96 Plots (grün) über deren jeweilige Artkombinationen (inkl. Abundanzen) in Abhängigkeit der Strukturparameter (Vektorlänge und Stärke geben die Signifikanz wider (vgl. Tab. 19)

Tab. 19. Ergebnisse der Signifikanztests der einzelnen Strukturparameter aus der Ordination (CCA, 999 Permutationen) für die fünf Gemeinschaften (vgl. Abb. 14). Eigenvalues der Achsen = Anteil der erklärten Varianz. Signifikante p-Werte sind fett dargestellt

Parameter	a) Käfer gesamt		b) Buchen- Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer		e) Zikaden	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Grundfläche	2,962	<0,001	4,154	<0,001	3,550	<0,001	2,965	<0,001	2,243	0,011
Baumarten	3,799	<0,001	4,724	<0,001	5,655	<0,001	3,191	<0,001	2,042	0,037
Buchen-Anteil	3,846	<0,001	2,461	0,002	3,365	0,001	5,183	<0,001	2,252	0,016
Totholz/ha	1,771	0,021	2,850	0,027	1,594	0,076	1,963	0,009	1,797	0,058
Biotopbäume	1,402	0,069	0,652	0,635	1,192	0,256	1,862	0,011	1,429	0,140
Schichtigkeit	1,981	0,001	0,514	0,832	1,921	0,024	1,850	0,011	3,164	<0,001
Überschirmung	0,971	0,681	0,729	0,562	0,868	0,662	1,050	0,586	0,966	0,462
Vegetation	1,233	0,171	0,598	0,734	1,000	0,490	1,467	0,067	1,026	0,398
Verjüngung	1,539	0,017	0,704	0,620	1,250	0,234	1,466	0,073	1,501	0,079
Verjüngungshöhe	0,982	0,617	0,267	0,962	0,729	0,854	1,127	0,426	1,675	0,078
Eigenvalue Achse 1	0,437 \pm 5,1 %		0,218 \pm 7,9 %		0,478 \pm 7,0 %		0,541 \pm 6,3 %		0,200 \pm 6,4 %	
Eigenvalue Achse 2	0,325 \pm 3,7 %		0,091 \pm 3,3 %		0,283 \pm 4,1 %		0,304 \pm 3,5 %		0,106 \pm 3,4 %	

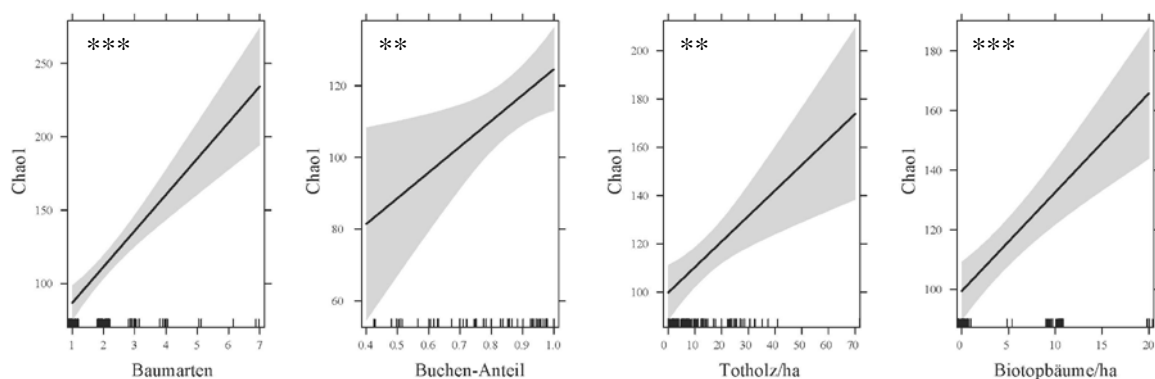
3.3.3.2. Direkter Einfluss der Strukturparameter auf die erwarteten Artenzahlen

Um neben den Beziehungen der Strukturparameter zu den jeweiligen Artenkombination der fünf Gruppen in der CCA (siehe 3.3.3.1) auch die direkten Effekte der Strukturen auf die alpha-Diversität der fünf Gruppen zu ermitteln, wurden diese in linearen gemischten Modellen (LMM) getestet (siehe Tab. 9-f, Anhang-Tab. 8). Die Chao1-Werte wurden auch bei dieser Analyse den reinen Artenzahlen S_{obs} vorgezogen, da dieser Schätzer die selten gefangenen Arten entsprechend gewichtet und so ein geeignetes Maß für das Diversitätspotential der Bestände darstellt. Zusätzlich zu den zuvor verwendeten 10 Bestandesstrukturen (Modell 1) wurde die genetische Variabilität der Probebäume (Heterozygotiegrad) berücksichtigt (Modell 2). Abweichend von den Ergebnissen der kanonischen Korrespondenzanalyse des vorangegangenen Kapitels hat die Grundfläche/ha im Modell diesmal keinen signifikanten Effekt auf die Diversität der fünf Insektengruppen. Die Anzahl der Baumarten wirkt sich nur auf die gesamte Käfergemeinschaft und die der phytophagen Käfer aus, die beide, zusammen mit den Buchen-Käfern, auch vom Buchen-Anteil beeinflusst werden. Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Ordination wirkt sich die Anzahl von Biotopbäumen neben den xylobionten Käfern auch auf die gesamte Käfergemeinschaft und die phytophagen Käfer aus. Bei der Gruppe der Zikaden konnte kein eindeutiger Effekt eines Strukturparameters gefunden werden. In Abb. 15 sind die signifikanten Effekte der Strukturparameter der jeweiligen Gruppen mit Hilfe von 'Effectplots' dargestellt. Die genetische Variabilität der Probebäume, ausgedrückt über deren Heterozygotiegrad wirkt sich zwar negativ auf die zu erwartete Artenzahl aller Gruppen aus, aber nie signifikant (Tab. 20, Abb. 16). Diese Auswertung bestätigt den signifikanten Einfluss der Bestandesstrukturen, besonders der vier Parameter Baumarten-Anzahl, Buchen-Anteil sowie Totholz und Biotopbäume auf die Diversität der fünf Gruppen in den *Asperulo-Fagetum* Beständen.

Tab. 20. Ergebnisse der linearen gemischten Modelle (LMM) mit den 10 Strukturparameter im Modell 1 und der genetischen Variabilität der Probeebäume (Heterozygotiegrad H_o) im Modell 2 als Prädiktorvariablen und der erwarteten Artenzahl (Chao1) als Zielvariable (siehe Tab. 9-f, Anhang-Tab. 8). Signifikante p-Werte sind fett dargestellt

	a) Käfer gesamt		b) Buchen- Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer		e) Zikaden	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Modell 1										
Grundfläche	0,005	0,945	0,134	0,715	1,915	0,170	2,877	0,094	0,311	0,580
Baumarten	37,331	<0,001	0,772	0,382	30,322	<0,001	1,907	0,171	0,167	0,684
Buchen-Anteil	9,191	0,003	39,700	<0,001	13,968	<0,001	0,724	0,398	0,354	0,554
Totholz/ha	9,776	0,002	4,345	0,040	1,545	0,217	25,446	<0,001	2,888	0,093
Biotopbäume	13,668	<0,001	0,317	0,575	4,715	0,033	15,462	<0,001	0,092	0,763
Schichtigkeit	1,506	0,223	0,190	0,664	0,742	0,391	0,437	0,511	1,790	0,186
Überschirmung	0,860	0,356	2,473	0,120	0,155	0,695	0,021	0,886	0,464	0,498
Vegetation	2,813	0,097	2,194	0,143	0,001	0,988	0,495	0,484	1,100	0,297
Verjüngung	2,055	0,135	0,199	0,820	0,387	0,680	2,881	0,063	1,020	0,365
Verjüngungshöhe	0,139	0,711	1,575	0,213	2,194	0,142	1,012	0,316	0,728	0,397
Modell 2										
Heterozygotie H_o	0,404	0,352	0,154	0,732	0,587	0,587	0,289	0,482	0,064	0,801

a) **Käfer-gesamt**



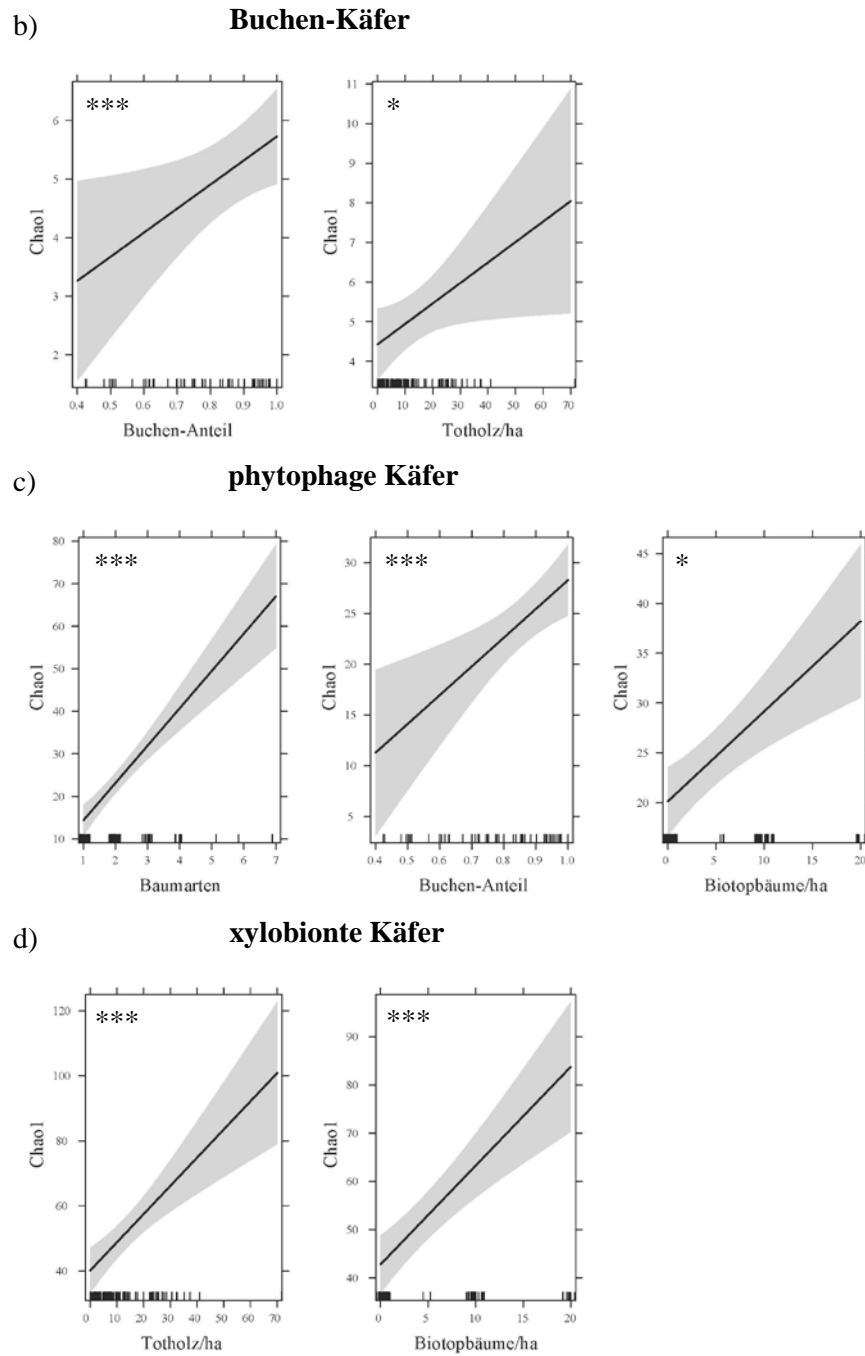


Abb. 15. 'Effect-Plots' der Strukturparameter, die einen signifikanten Einfluss auf die erwartete Artenzahl (Chao1) der einzelnen Gemeinschaften im linearen Modell 1 haben (vgl. Tab. 20). Darstellung mit Konfidenzintervall 95 %. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, n.s. $p > 0,05$

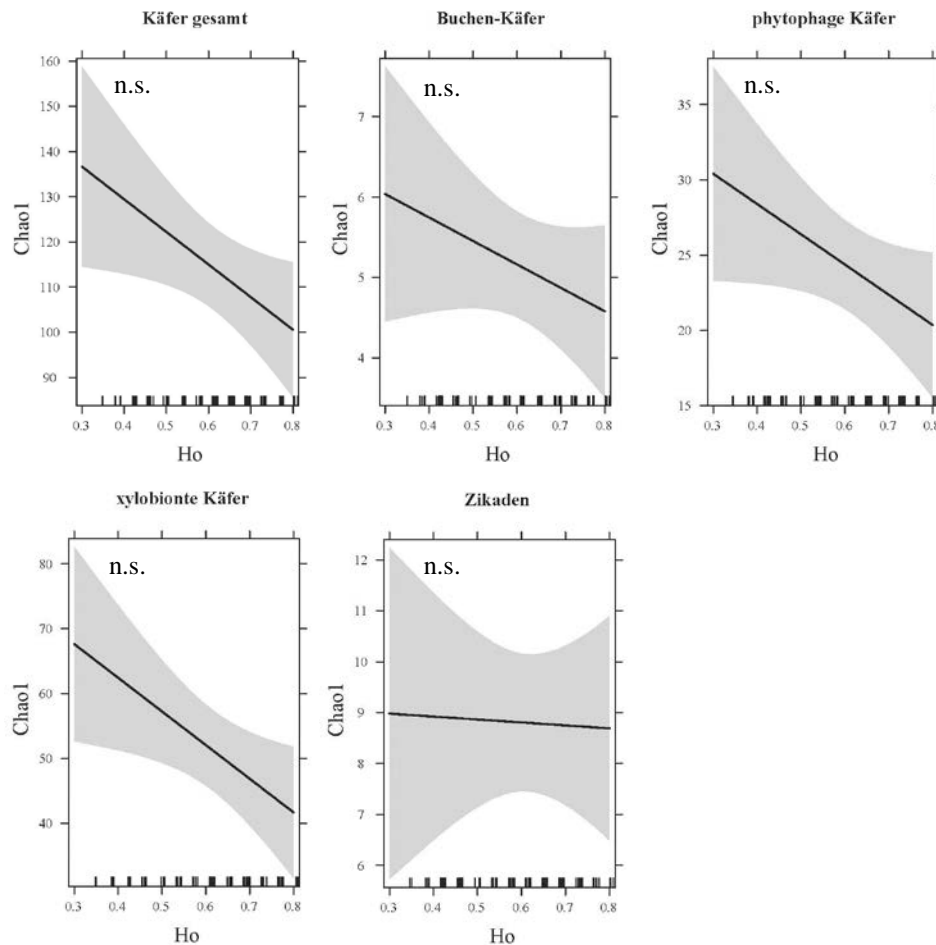


Abb. 16. 'Effect-Plots' des linearen Modells II. Darstellung des nicht signifikanten Einflusses der durchschnittlichen (beobachteten) Heterozygotie der Fallenbäume (H_o) auf die erwartete Artenzahl (Chao1) der einzelnen Gemeinschaften (vgl. Tab. 20). Darstellung mit Konfidenzintervall 95 %. n.s. $p > 0,05$

3.3.4 Wichtung von Strukturparametern

Mit Hilfe des rekursiven Partitionierens können konkrete Schwellenwerte für die verwendeten 10 Strukturparameter berechnet werden, die zu einem signifikanten Anstieg der alpha-Diversität (Chao1) führen. Dadurch lassen sich Rückschlüsse auf die Ansprüche der Käfergruppen bzw. der Zikaden an die tatsächliche Ausprägung der Bestandesstrukturen in *Asperulo-Fageten* ziehen. Es zeigt sich, dass die erwartete Artenzahl der gesamten Käfergemeinschaft ab einer Beimischung von zwei weiteren Baumarten neben der Buche signifikant ansteigt (Abb. 17-a). Daneben zeigt das vorhandene Totholz einen signifikanten Effekt ab $12,8 \text{ m}^3/\text{ha}$, was auch auf den hohen Anteil von 42 % xylobionter Käferarten an dieser Gruppe zurückzuführen ist (siehe Tab. 12). Bei den Buchen-Käfern erhöht sich die Diversität am deutlichsten ab einem Buchen-Anteil von 80 % (Abb. 17-b), aber auch ab einer Totholzmenge von mehr als $12,6 \text{ m}^3/\text{ha}$, was den fast 93 % xylobionten Käferarten dieser Gruppe geschuldet ist (siehe Abb. 10). Genauso wie bei der gesamten Käferzönose, trägt auch

bei den phytophagen Käfer vor allem die Baumartenmischung (> 2) zu einer Erhöhung der Diversität bei, außerdem das Vorhandensein von mindestens 5 Biotopbäumen pro ha (Abb. 17-c). Auch bei der Gruppe der xylobionten Käfer erhöht sich die erwartete Artenzahl signifikant ab fünf Biotopbäumen/ha, allerdings führen hier schon mehr als 4,8 m³ Totholz/ha zu einem signifikanten Anstieg des Artenreichtums (Abb. 17-d). Für Zikaden konnten keine Schwellenwerte für die verwendeten Parameter gefunden werden, da sie als saugende Insekten scheinbar eher an andere Strukturen gebunden sind.

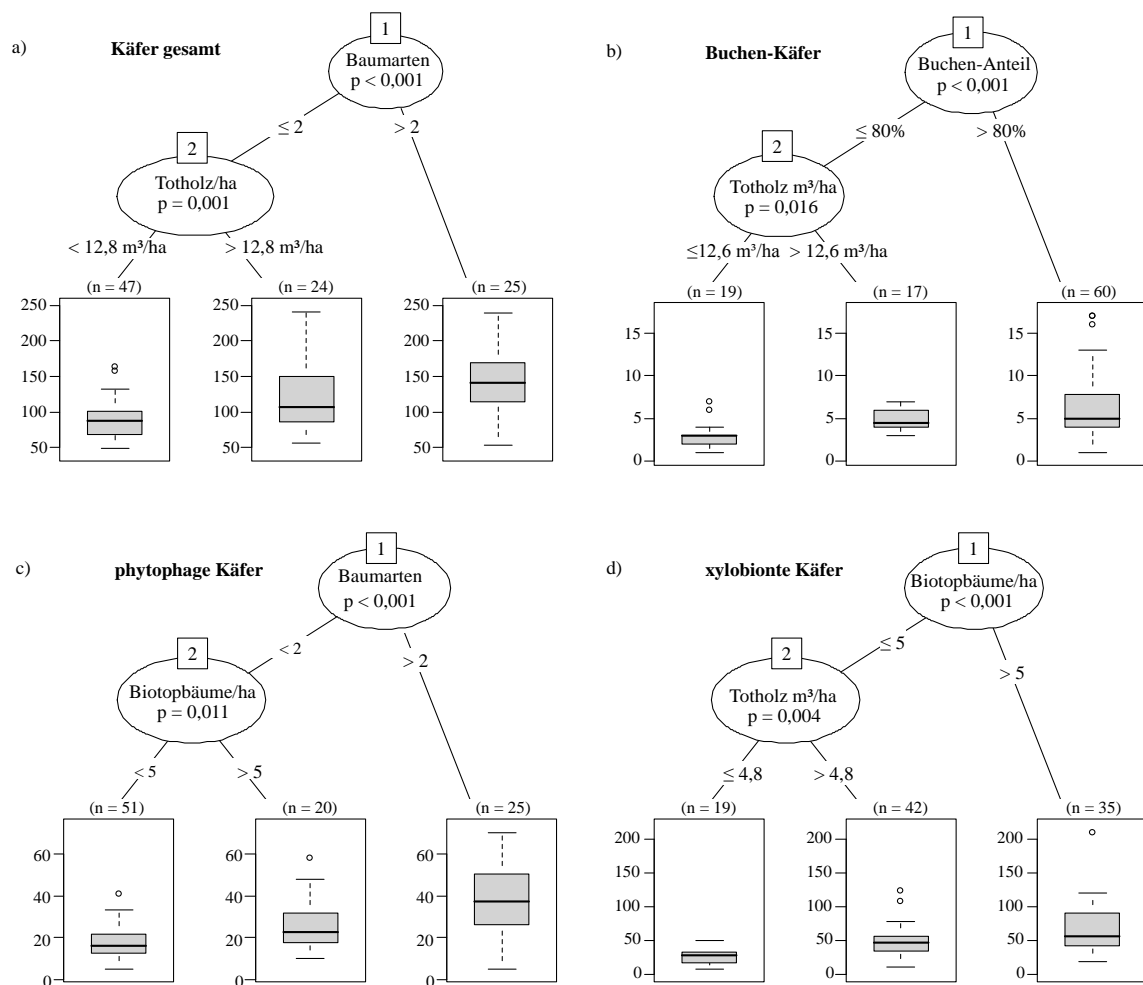


Abb. 17. Erwartete Artenzahlen (Boxplots über die 96 Plots) in Abhängigkeit von Strukturparametern. Entscheidungsbäume zeigen die Schwellenwerte der Parameter ab denen sich die Diversität (Chao1) der vier Käfergruppen signifikant erhöht

3.4 Beta-Diversität der Käfer- und Zikaden

Die Auswertungen auf der alpha-Diversitätsebene in den vorangegangenen Kapiteln zeigten den deutlichen Einfluss der klimatischen und geografischen Faktoren sowie der Strukturparameter auf die erwartete Artenzahlen der fünf Gruppen (siehe 3.2). Allerdings sagt dies nur wenig über die Ähnlichkeit bzw. Verschiedenheit der Artengemeinschaften, z. B. zwischen verschiedenen Gebieten aus, da die Artenzusammensetzung nicht berücksichtigt wird. Diese Unterschiede in der alpha-Diversität werden über die beta-Diversität ausgedrückt (Whittaker, 1960). Damit lässt sich die Ähnlichkeit des Arteninventars zweier Punkte (→ Plots) bestimmen und in Verbindung setzen zu klimatischen, räumlichen und strukturellen Gradienten zwischen den Plots, bzw. zu genetischen Gradienten zwischen den Probebäumen. Dadurch können Rückschlüsse gezogen werden, inwiefern sich die Artenzusammensetzung entlang dieser Gradienten ändert, bzw. in welcher Beziehung sie zu diesen steht.

Zuerst wurde die beta-Diversität der einzelnen Gruppen über den gesamten Untersuchungsraum betrachtet, um einzuschätzen, wie stark die Artenzusammensetzung innerhalb dieses einen Lebensraumtyps – *Asperulo-Fagetum* – schwankt. Hierfür wurden die durchschnittlichen Abstände (Euklidische Distanzen) der beta-Diversität-Indizes der fünf Gruppen zu deren jeweiligen Centroiden berechnet (siehe Tab. 9-h) und in Boxplots dargestellt (Abb. 18). Je näher der Wert dabei an 1 liegt, umso unähnlicher ist dabei die jeweilige, durchschnittliche Artenzusammensetzung. Dabei zeigt sich, dass die Gruppe der Buchen-Käfer die geringste mittlere beta-Diversität aufweist, d.h. dass die Artenzusammensetzung deutlich ähnlicher ist, als die von den anderen drei Käfergruppen und auch der Zikaden. Das zeigt die starke Bindung und Spezialisierung dieser Artengruppe an den Lebensraum Buchenwald, auch wenn die Bestände in unterschiedlichen biogeografischen Regionen, mit unterschiedlichen klimatischen Bedingungen liegen. Im Gegensatz dazu sind sich die durchschnittlichen beta-Diversitäten der anderen drei Käfergruppen sehr ähnlich, aber auf einem höheren Niveau. Die Zikaden kennzeichnet eine mittlere beta-Diversität, die zwischen den der Buchen-Käfer und den der anderen drei Käfergruppen liegt (Abb. 18).

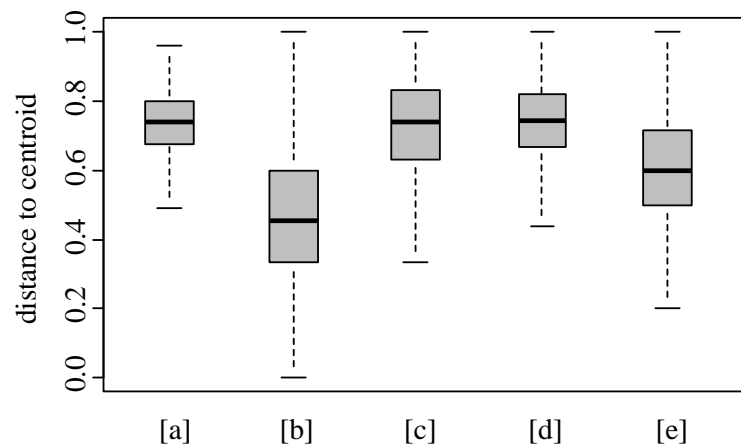


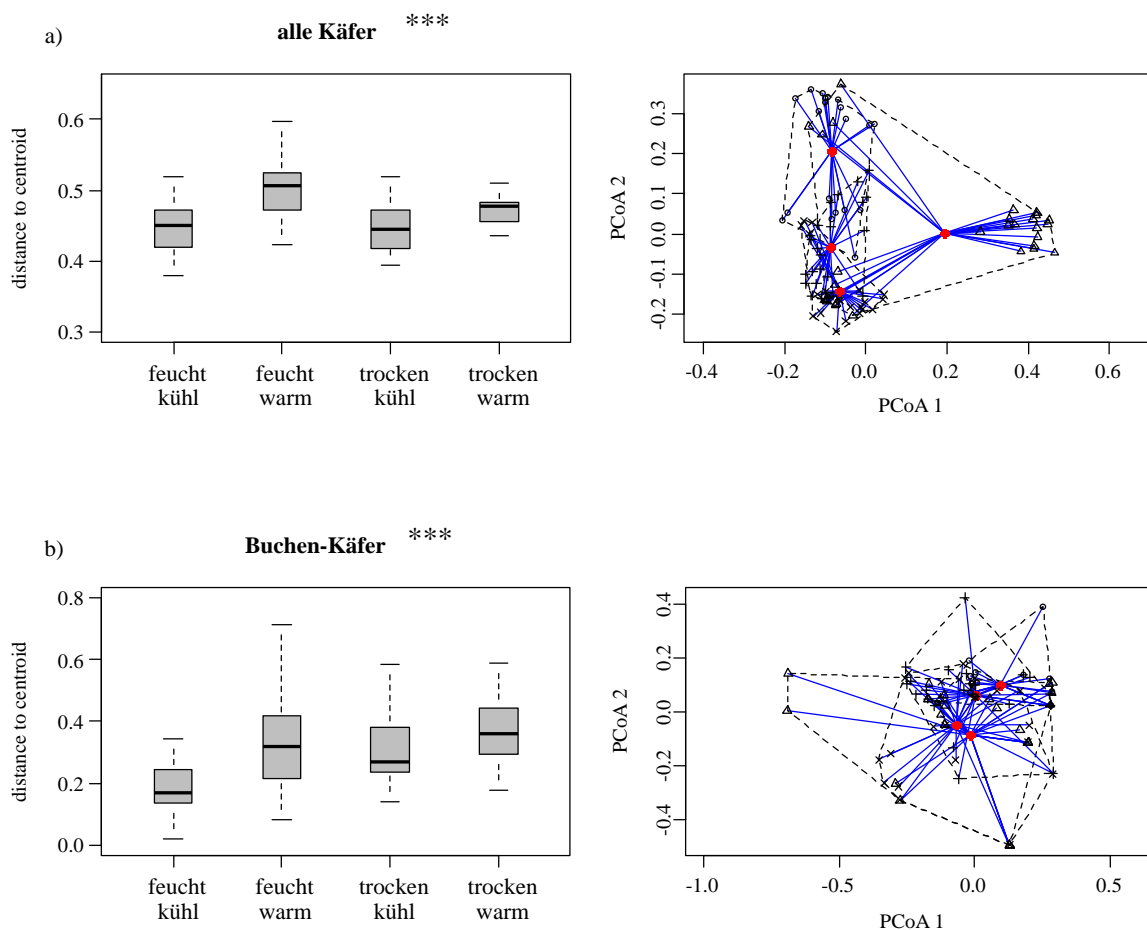
Abb. 18. Boxplots der beta-Diversitäten der fünf Gruppen über den gesamten geografischen Gradienten (96 Plots); [a] Käfer-gesamt, [b] Buchen-Käfer, [c] phytophage Käfer, [d] xylobionte Käfer, [e] Zikaden

3.4.1 Beta-Diversität der Käfergruppen- und Zikaden in den vier Klimabereichen

Beim Vergleich der berechneten beta-Diversitäts-Indizes je Klimabereich über deren durchschnittliche Abstände zu den jeweiligen Centroiden (Euklidische Distanz) bestätigt sich der generell starke Einfluss der klimatischen Bedingungen auf die Artendiversität. Innerhalb aller fünf Gruppen zeigen sich hier statistisch hochsignifikante Unterschiede über alle Klimabereiche hinweg und auch die Streuung der Artunterschiede innerhalb der jeweiligen Klimabereiche wird deutlich (Abb. 19). Beim anschließenden Vergleich der numerischen Werte der beta-Diversitäten zwischen den einzelnen Klimabereichen zeigen sich allerdings deutlich unterschiedliche Reaktionsmuster (Tab. 21):

- zwischen den feucht-kühlen und feucht-warmen Plots ist die Artenzusammensetzung nur bei den vier Käfergruppen signifikant verschieden, nicht bei den Zikaden

- die beta-Diversität der Buchen-Käfer und der Zikaden unterscheidet sich nur signifikant zwischen feucht-kühlen und trocken-kühlen, sowie zwischen feucht-kühlen und trocken-warmen Plots
- zwischen Plots des feucht-warmen und trocken-kühlen Bereichs unterscheidet sich die beta-Diversität nur bei den drei Käfergruppen Käfer-gesamt, phytophage Käfer und xylobionte Käfer
- die ähnlichsten Artengemeinschaften finden sich zwischen den Bereichen trocken-kühl und trocken-warm, wo sich nur die Artengemeinschaften der phytophagen Käfer unterscheiden



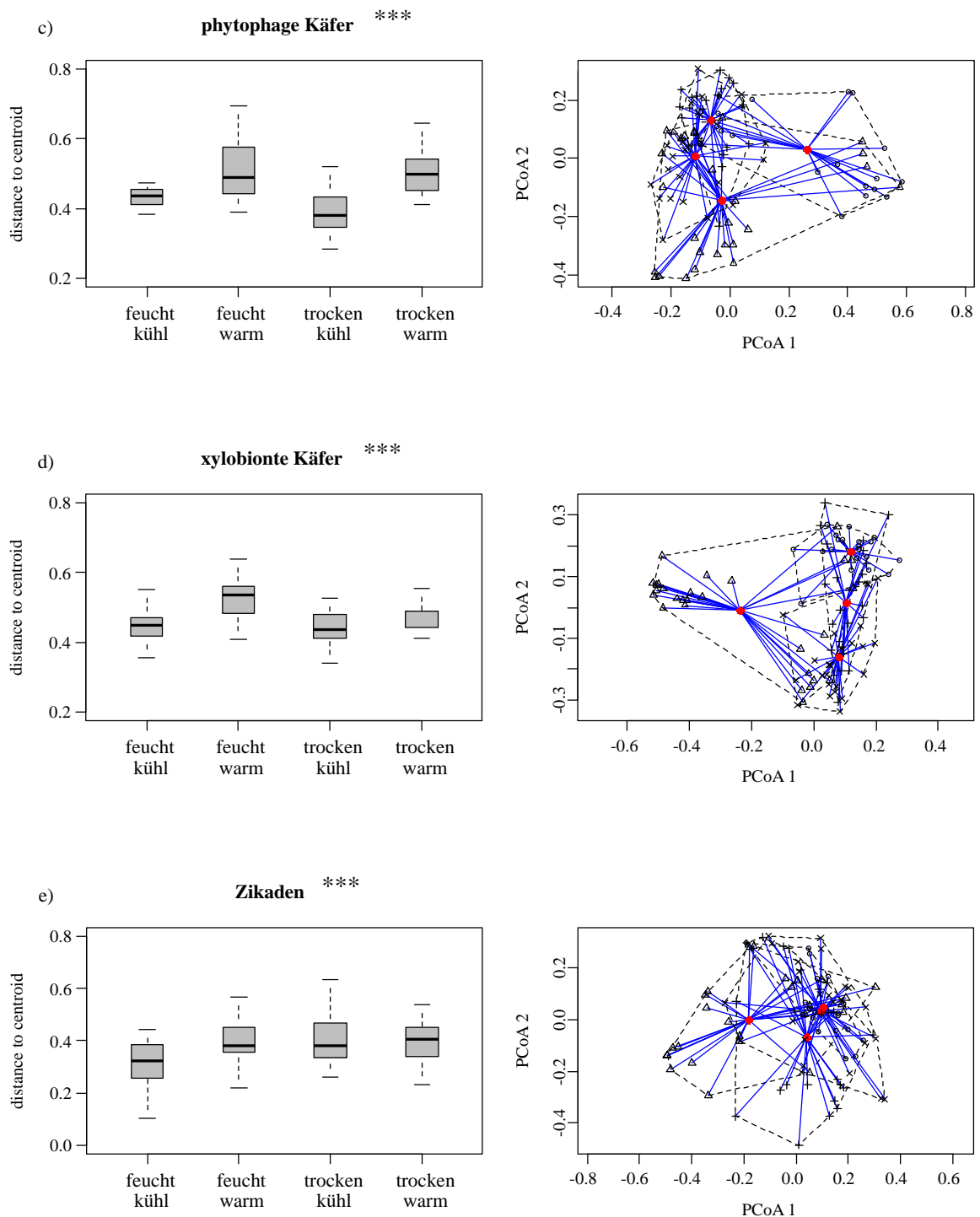


Abb. 19. Grafische Darstellung der beta-Diversitäten der fünf Gruppen innerhalb der vier Klimabereiche über Boxplots und Anordnung der entsprechenden Centroiden der Gemeinschaften (Ordination), über deren Abstand zueinander die p-Werte in Tab. 21 berechnet wurden; feucht-kühl (20 Plots), feucht-warm (28 Plots), trocken-kühl (24 Plots), trocken-warm (24 Plots); *** = statistischer Unterschied über alle vier Klimabereiche (Kruskal-Wallis-Test), $p < 0,001$

Tab. 21. Ergebnisse der beta-Diversitätsvergleiche (Diversitätsindex nach Whittaker) über alle Klimabereiche und einzeln zwischen den vier Klimabereichen für die Käfergemeinschaften und Zikaden (siehe Abb. 19). f-k: feucht-kühl; f-w: feucht-warm; t-k: trocken-kühl; t-w: trocken-warm; Permutationstest über alle Gruppen (999 Permutationen); alle Gruppen einzeln gegeneinander mittels Tukey HSD; signifikante Unterschiede sind fett dargestellt

Vergleich	a) Käfer-gesamt		b) Buchen-Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer		e) Zikaden	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
alle Klimabereiche	14,559	0,001	8,229	0,001	9,593	0,001	12,777	0,001	4,063	0,011
f-k ↔ f-w		<0,001		<0,001		0,016		<0,001		0,057
f-k ↔ t-k		0,996		0,010		0,592		0,999		0,014
f-k ↔ t-w		0,121		<0,001		0,039		0,465		0,019
f-w ↔ t-k		<0,001		0,908		<0,001		<0,001		0,906
f-w ↔ t-w		0,011		0,779		0,995		0,002		0,946
t-k ↔ t-w		0,054		0,406		<0,001		0,361		0,999

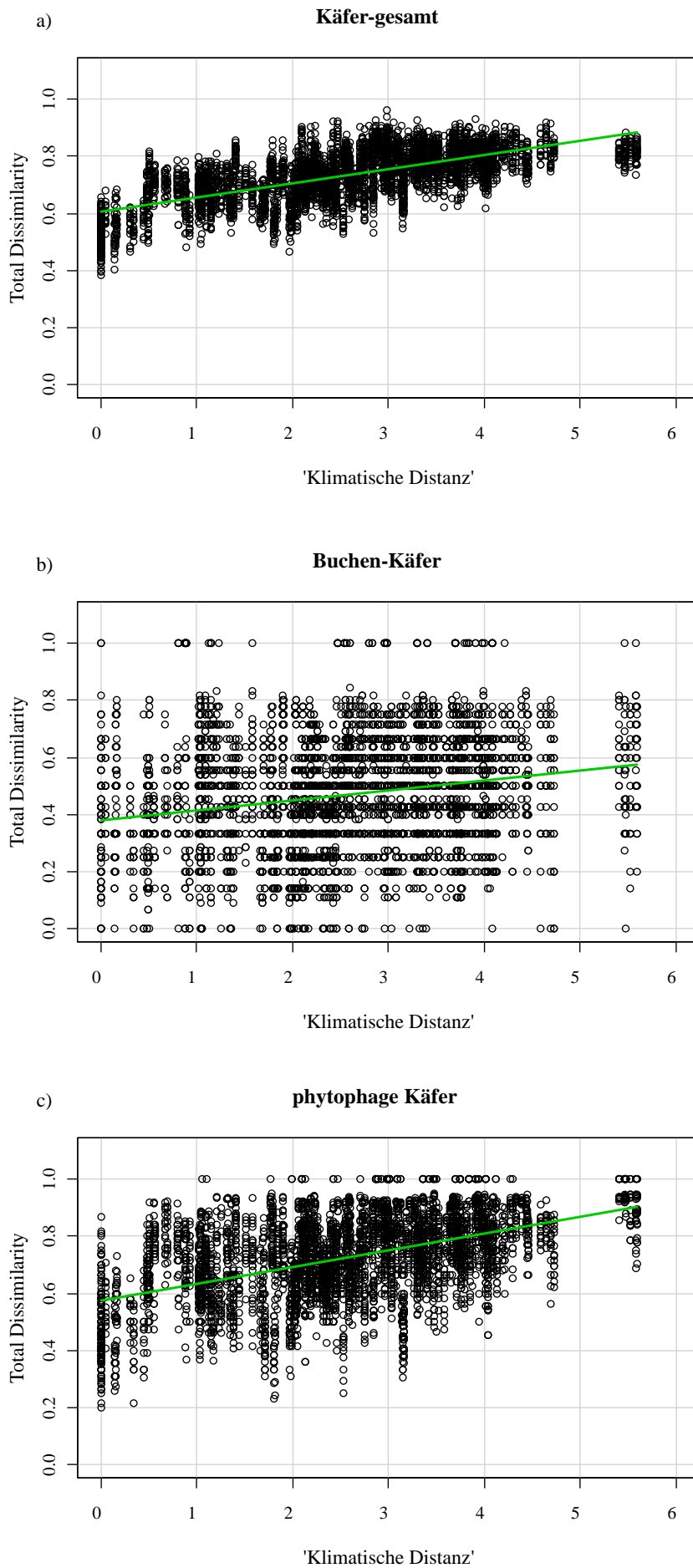
3.4.2 Einfluss von biotischen und abiotischen Parametern auf die beta-Diversität

Analog zu den Auswertungen der alpha-Diversitäten hinsichtlich ihrer Abhängigkeit von Umweltparametern im gesamten europäischen Untersuchungsraum (siehe 3.3), werden im folgenden Kapitel die beta-Diversitäten betrachtet. Es werden hierbei die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Plots in ihrer Abhängigkeit von klimatischen, geografischen und strukturellen Distanzen sowie der genetischen Distanzen der Probebäume untersucht. Hierfür wurden die Distanzmatrizen für die Artengemeinschaften (nach Sørensen, siehe Tab. 9-i) mit den Distanzmatrizen für Klima, Geografie, Strukturen und Genetik (siehe Tab. 9-j) mittels Mantel-Tests (siehe Tab. 8-b) paarweise korreliert (Abb. 20 bis Abb. 23) und hinsichtlich Stärke des Zusammenhangs (Mantel r) und Steigung (Regressionsgerade) bewertet. Tab. 22 zeigt, dass die 'Total Dissimilarity' (beta-Diversität) der fünf Insektengruppen mit allen vier Distanzmaßen signifikant positiv korreliert. Die höchsten r-Werte finden sich durchgehend bei den Korrelationen der fünf Gruppen mit der geografischen Distanz und auch die Steigung der Regressionsgeraden ist bei diesem Distanzmaß am steilsten (Tab. 22). Bei der klimatischen Distanz bestehen ebenfalls starke Zusammenhänge mit den beta-Diversitäten der fünf Gruppen, allerdings etwas geringer als bei der geografischen Distanz. Deutlich geringer ist die Korrelation (r-Werte) bei der strukturellen und der genetischen Distanz, wobei auch hier alle Korrelationen signifikant sind. Auffällig ist, dass unter den Käfergruppen die Buchen-Käfer bei allen vier Distanzen die

niedrigsten r-Werte aufweisen und auch die Steigungen der Regressionsgeraden am geringsten sind, d. h. die beta-Diversität der Buchenwald-Spezialisten wird deutlich weniger stark von den Distanzen beeinflusst (Tab. 22). Auch die Zusammenhänge bei den Zikaden sind, verglichen mit allen Käfern, den Phytophagen und den Xylobionten niedriger, was darauf hindeutet, dass die Artenzusammensetzung dieser Gruppe eher von anderen Faktoren abhängt.

Tab. 22. Ergebnisse der Mantel-Tests (Pearson-Korrelation) der Distanzmatrizen der fünf Insektengemeinschaften mit Matrizen der klimatischen-, der geografischen-, der strukturellen-sowie der genetischen Distanz. Signifikanzwerte wurden über 999 Permutationen berechnet; Mantel r = Korrelationskoeffizient

	a) Käfer- gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer	e) Zikaden
<u>Klimatische Distanz</u>					
Mantel r (Pearson)	0,677	0,209	0,493	0,582	0,307
Signifikanz p	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Regressionsgerade	$y = 0,0498 x + 0,6025$	$y = 0,0344 x + 0,3816$	$y = 0,0586 x + 0,5758$	$y = 0,0546 x + 0,6038$	$y = 0,0373 x + 0,5079$
<u>Geografische Distanz</u>					
Mantel r (Pearson)	0,746	0,242	0,570	0,645	0,400
Signifikanz p	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Regressionsgerade	$y = 0,0002 x + 0,6347$	$y = 0,0001 x + 0,4015$	$y = 0,0002 x + 0,6056$	$y = 0,0002 x + 0,6371$	$y = 0,0001 x + 0,5171$
<u>Strukturelle Distanz</u>					
Mantel r (Pearson)	0,197	0,100	0,225	0,156	0,118
Signifikanz p	0,001	0,039	0,002	0,001	0,003
Regressionsgerade	$y = 0,0154 x + 0,6648$	$y = 0,0169 x + 0,3961$	$y = 0,0284 x + 0,6023$	$y = 0,0151 x + 0,6753$	$y = 0,0152 x + 0,5372$
<u>Genetische Distanz</u>					
Mantel r (Pearson)	0,233	0,152	0,169	0,228	0,091
Signifikanz p	0,001	0,002	0,001	0,001	0,004
Regressionsgerade	$y = 0,0626 x + 0,6742$	$y = 0,0781 x + 0,3861$	$y = 0,0732 x + 0,6557$	$y = 0,0761 x + 0,6689$	$y = 0,0401 x + 0,5647$



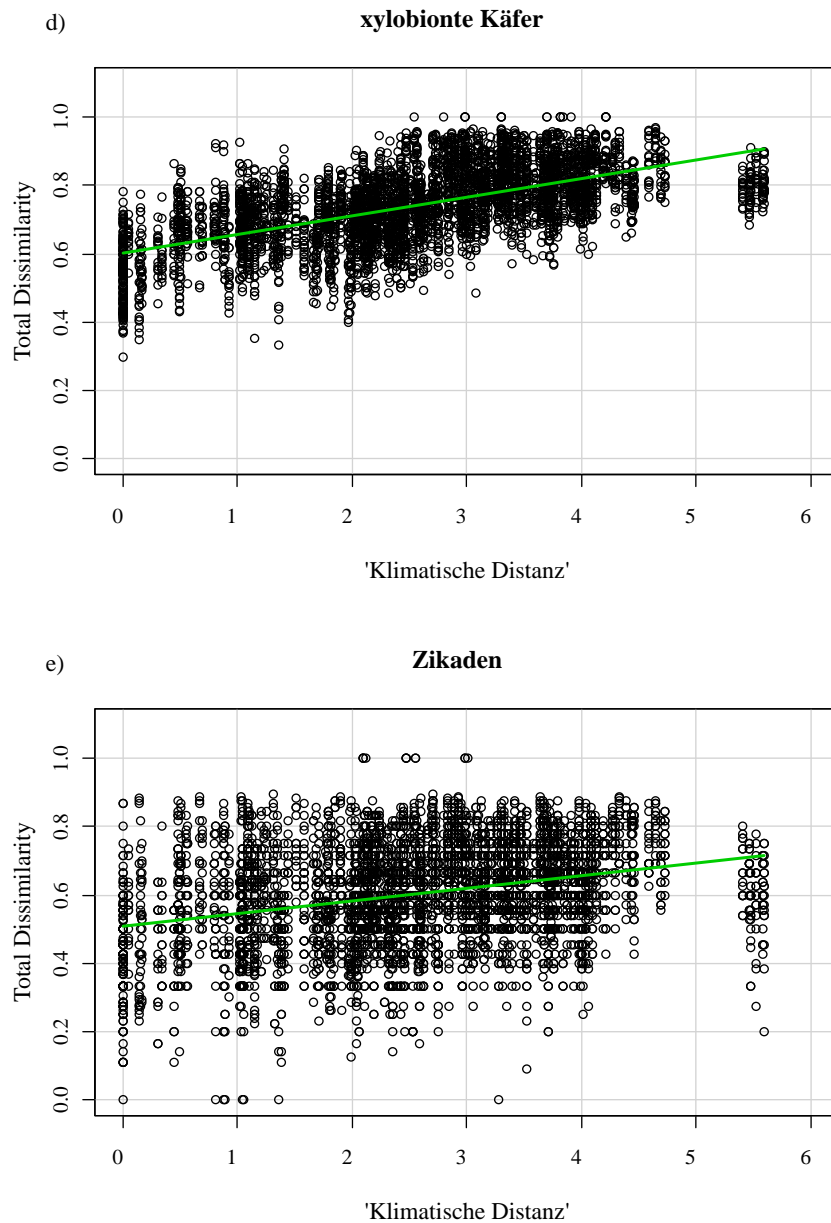
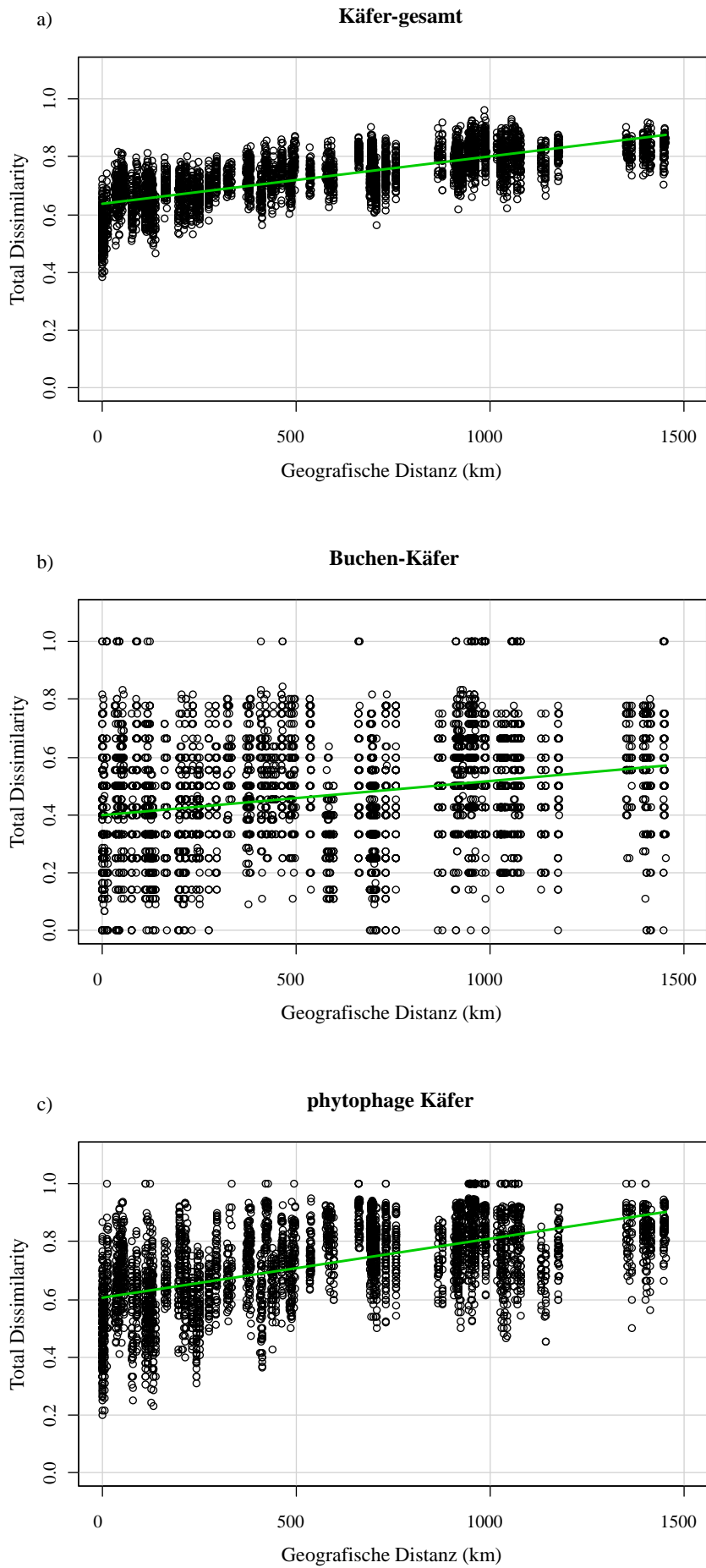


Abb. 20. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' (beta-Diversität → Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung) und der 'Klimatischen Distanz' zwischen allen 96 Plots (Anzahl Punkte = 4560) mit Regressionsgerade für die fünf Insektengruppen (siehe Tab. 22)



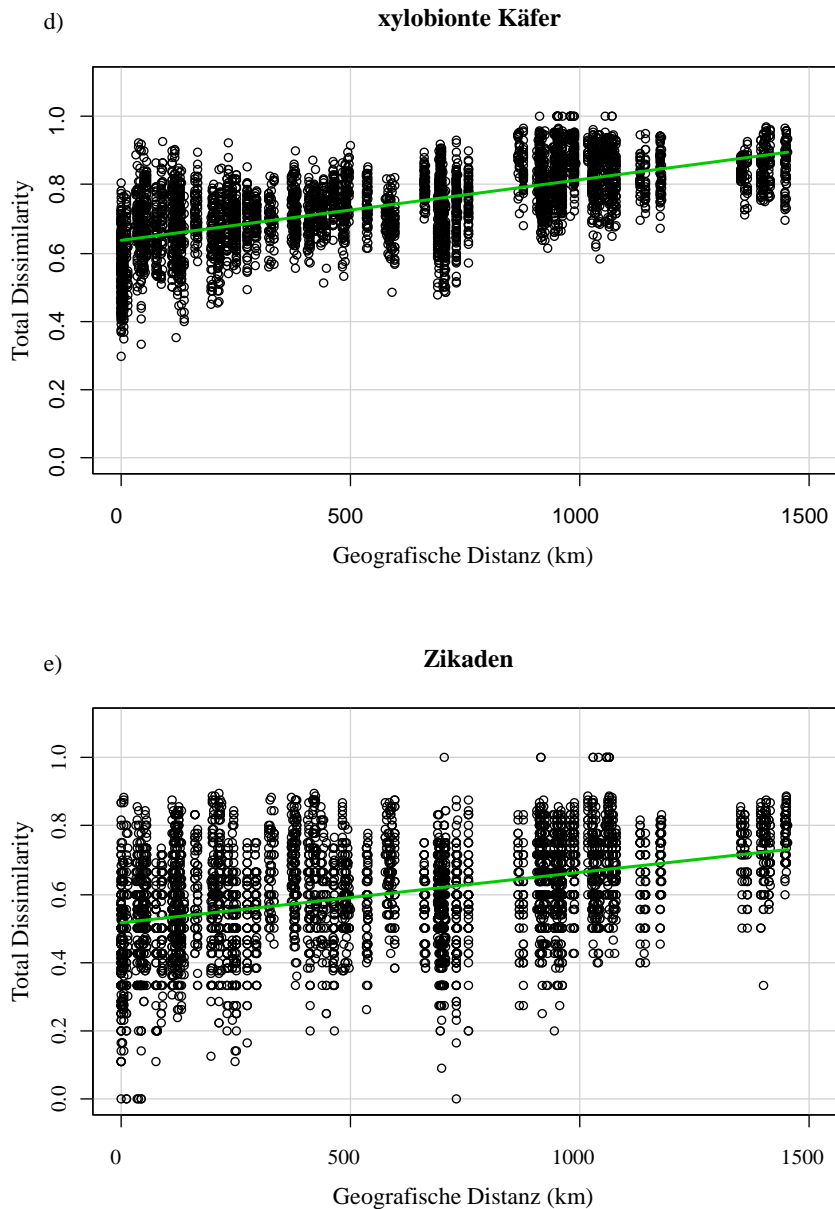
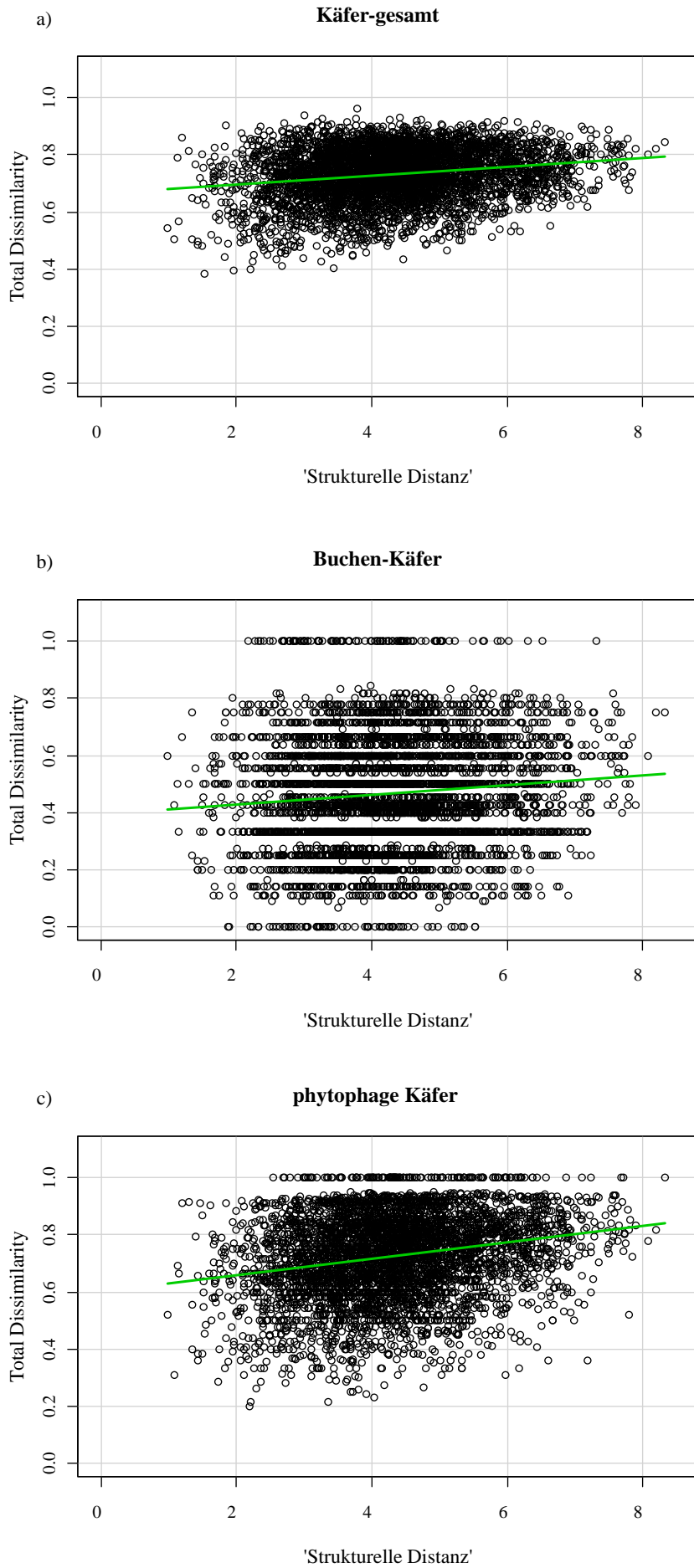


Abb. 21. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' (beta-Diversität → Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung) und der 'Geografischen Distanz' (= Abstand) zwischen allen 96 Plots (Anzahl Punkte = 4560) mit Regressionsgerade für die fünf Insektengruppen (siehe Tab. 22)



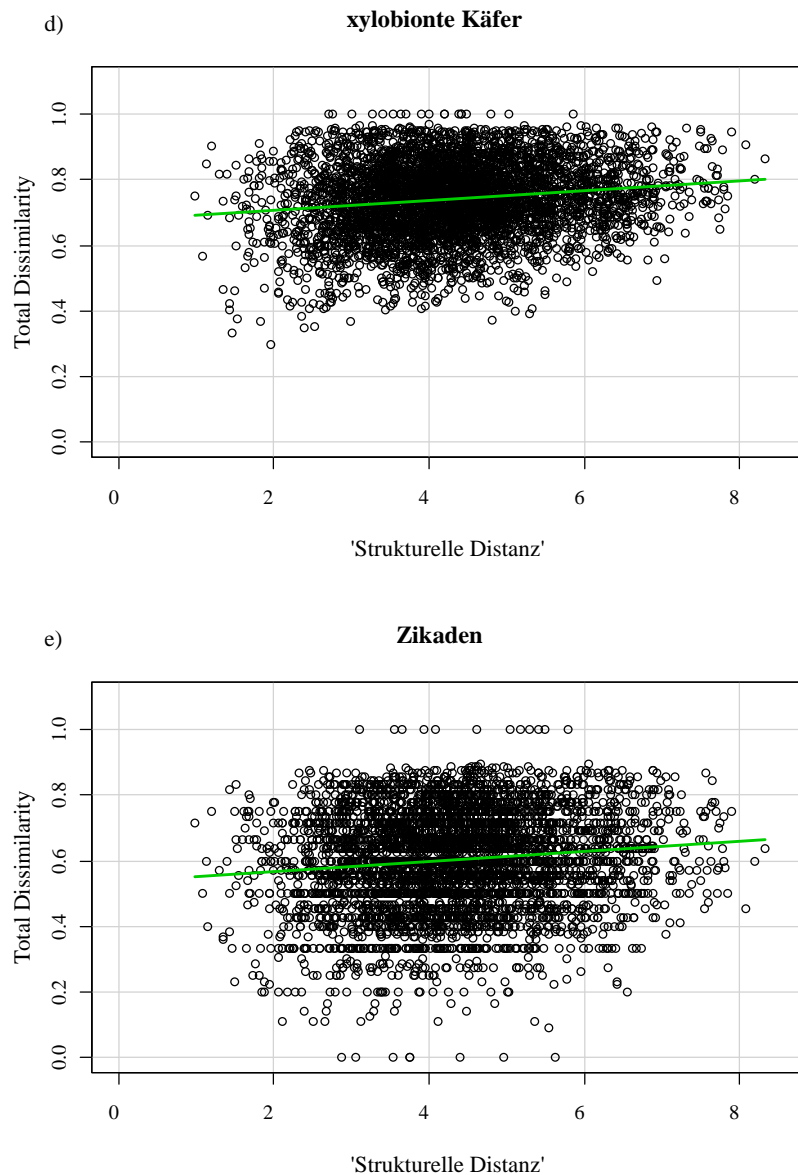
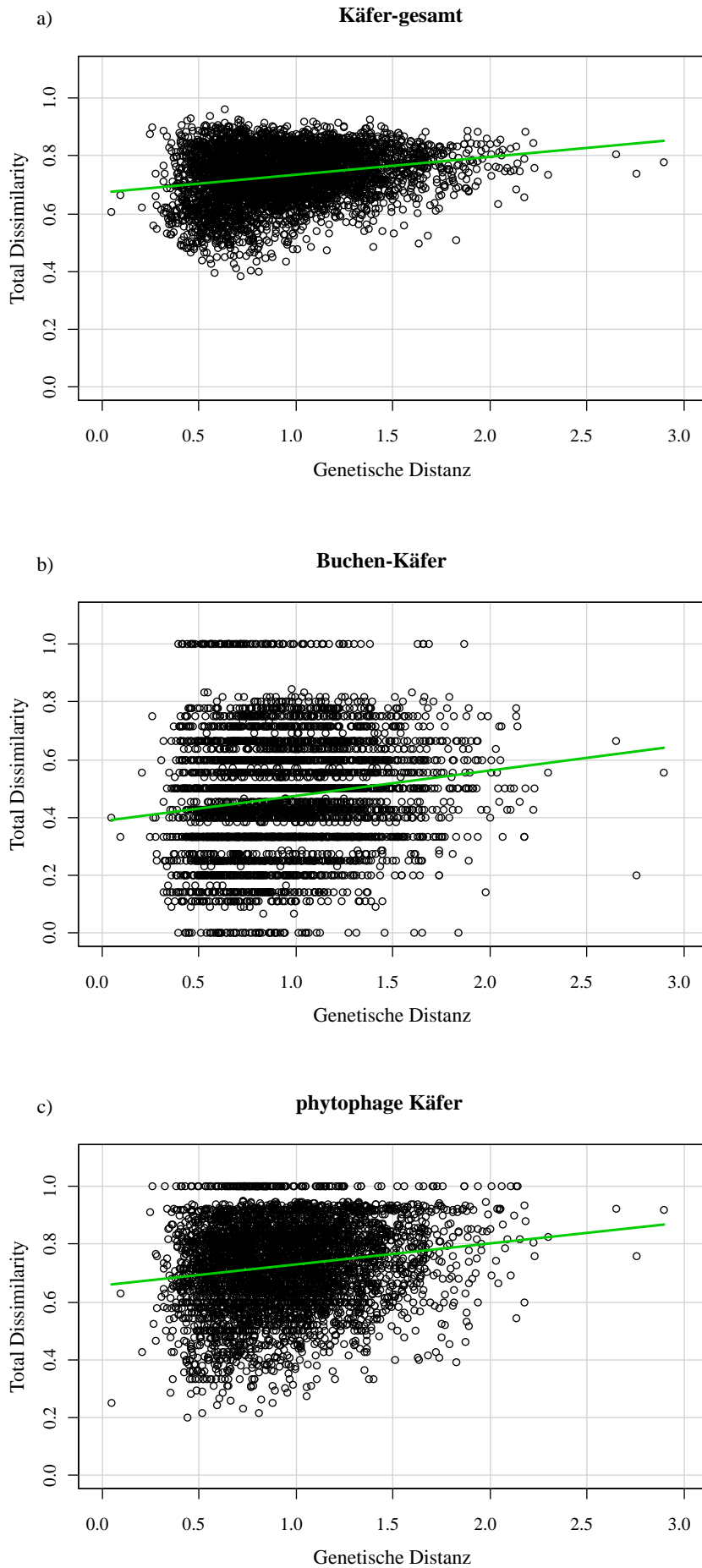


Abb. 22. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' (beta-Diversität → Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung) und der 'Strukturellen Distanz' der 96 Plots (Anzahl Punkte = 4560) mit Regressionsgerade für die fünf Insektengruppen (siehe Tab. 22)



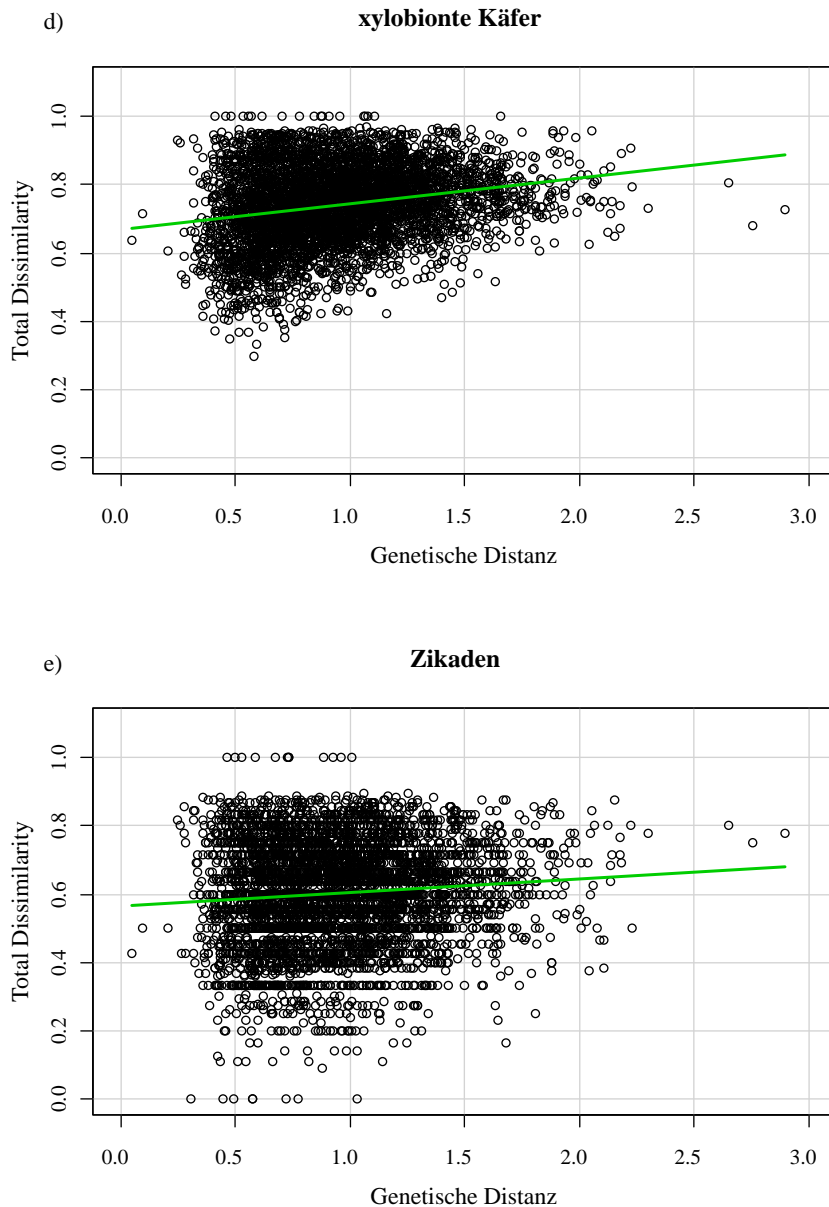


Abb. 23. Grafische Darstellung der Korrelation zwischen der 'Total Dissimilarity' (beta-Diversität → Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung) und der 'Genetischen Distanz' (nach Nei (1972)) zwischen den 96 Plots (Anzahl Punkte = 4560) mit Regressionsgerade für die fünf Insektengruppen (siehe Tab. 22)

Die über Mantel-Tests (Pearson-Korrelationen) ermittelten Korrelationskoeffizienten r geben an, wie stark der Zusammenhang zwischen den beta-Diversitäten und den jeweiligen Distanzmaßen sind (Tab. 22). Die y-Achsenabschnitte (y_{\min}) und die Steigungen der jeweiligen Regressionsgeraden können zusätzlich statistisch miteinander verglichen werden. Die Steigung der Geraden dient dabei als Maß wie „schnell“ die beta-Diversität (Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung) auf eine Zunahme der Distanz reagiert.

Die jeweiligen y_{\min} -Achsenabschnitte kennzeichnen die „Minimal-beta-Diversität“ bei $x = 0$ (Klima, Geografie), bzw. bei einem Minimalwert (Strukturen, genetische Distanz), wenn sich die Plots bezüglich ihrer klimatischen geographischen, strukturellen oder genetischen Differenz nicht oder nur minimal unterscheiden. Bezüglich der klimatischen und der geografischen Distanz fallen die Ergebnisse sehr ähnlich aus. Bei beiden Korrelationen unterscheiden sich die Steigungen und die y_{\min} -Achsenabschnitte zwischen allen Gruppen signifikant. Nur die Buchen-Käfer und die Zikaden reagieren bei der klimatischen Distanz gleich (Abb. 24/Abb. 25, Tab. 23/Tab. 24). Die Buchen-Käfer haben hier im Vergleich zu den anderen vier Gruppen jeweils den geringsten Wert bei der Minimal-beta-Diversität und bei den Steigungen. Das zeigt erneut, dass die Artenzusammensetzung dieser spezialisierten Gruppe, im Vergleich zu den anderen Gruppen, am geringsten von den beiden Distanzmaßen beeinflusst wird. Demgegenüber stehen die phytophagen Käfer, deren Artenkombination sich mit Zunahme der beiden Distanzen am stärksten ändert (Steigung) sowie die xylobionten Käfer mit dem jeweils höchsten y_{\min} -Achsenabschnitt (Abb. 24/Abb. 25).

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der strukturellen Distanz. Auch hier zeichnen sich alle fünf Gruppen durch signifikant unterschiedliche Minimal-beta-Diversitäten aus, wobei wiederum die Buchen-Käfer diejenigen mit dem geringsten Wert und die Xylobionten diejenigen mit dem höchsten Wert sind. Im Gegensatz zu den beiden vorangegangenen Distanzen (Klima, Geografie) unterscheiden sich die Stärke der Reaktionen (Steigungen) hier nur bei den phytophagen Käfer (Tab. 25, Abb. 26).

Wie bei den bisherigen drei Distanzmaßen zeigen die Buchen-Käfer auch bei der genetischen Distanz zwischen den Plots den mit Abstand geringsten Anfangswert der Regressionsgeraden (y_{\min} -Achsenabschnitt), der sich auch signifikant von den vier anderen Gruppen unterscheidet. Die Steigungen der Geraden ist dagegen gleich bei Buchen-Käfern, den phytophagen und den xylobionten Käfern. Die Zikaden stellen bei dieser Korrelation die einzige Gruppe dar, deren Regressionsgerade sich von allen anderen vier Gemeinschaften durch einen signifikant flacheren Verlauf der Steigung unterscheidet (Abb. 27, Tab. 26).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Gemeinschaft der spezialisierten Buchen-Käfer bei allen vier Distanzmaßen die geringsten Korrelationskoeffizienten sowie die niedrigsten Minimal-beta-Diversitäten aufweisen. Demgegenüber steht die Gruppe der xylobionten Käfer mit den jeweils größten Minimal-beta-Diversitäten. Bezüglich der Steigung der Regressionsgeraden finden sich die höchsten Werte bei den phytophagen Käfern, außer bei der genetischen Distanz, wo sie von den Buchen-Käfern übertroffen werden.

Klimatische Distanz ↔ beta-Diversität

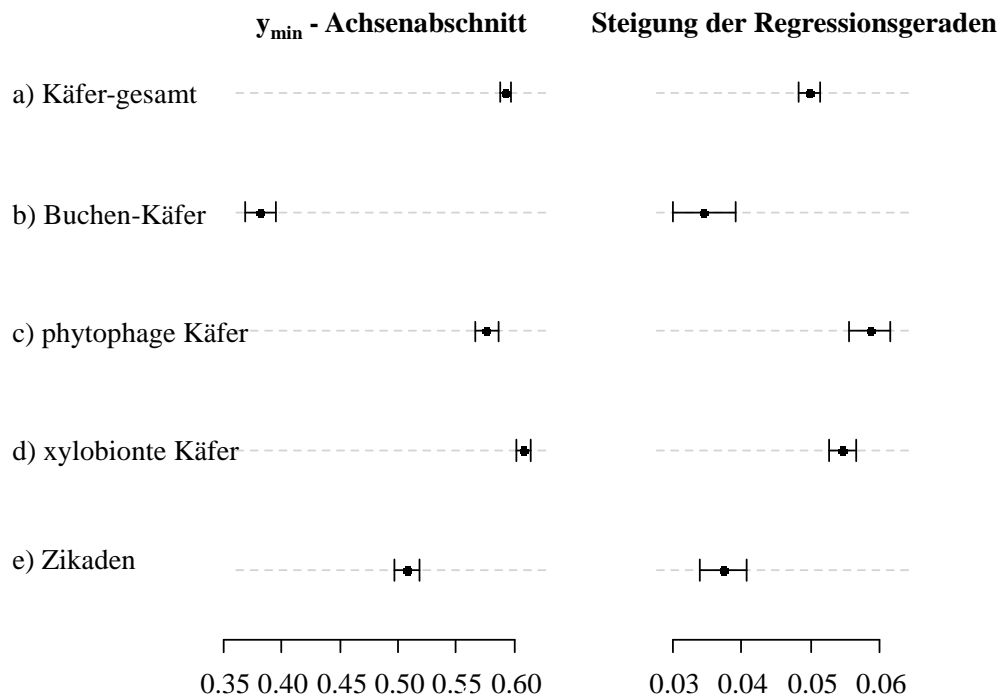


Abb. 24. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen bei der Korrelation Klimatische Distanz ↔ beta-Diversität. 95 % Konfidenzintervall wurde über bootstraps berechnet

Tab. 23. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen gegeneinander bei der Korrelation Klimatische Distanz ↔ beta-Diversität. Signifikante p-Werte sind fett dargestellt. Die Reaktionen aller Gruppen auf die klimatische Distanz sind unterschiedlich; nur Buchen-Käfer und Zikaden reagieren gleich

Vergleich	a) Käfer-gesamt		b) Buchen-Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer	
	t	p	t	p	t	p	t	p
Käfer-gesamt	-	-	-	-	-	-	-	-
Buchen-Käfer	6,308	<0,001	-	-	-	-	-	-
phytophage Käfer	5,085	<0,001	8,742	<0,001	-	-	-	-
xylobionte Käfer	3,562	<0,001	7,932	<0,001	2,131	0,033	-	-
Zikaden	6,634	<0,001	0,982	0,326	9,285	<0,001	8,560	<0,001

Geografische Distanz ↔ beta-Diversität



Abb. 25. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen bei der Korrelation Geografische Distanz ↔ beta-Diversität. 95 % Konfidenzintervall wurde über bootstraps berechnet

Tab. 24. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen gegeneinander bei der Korrelation Geografische Distanz ↔ beta-Diversität. Signifikante p-Werte sind fett dargestellt. Allen Gruppen reagieren unterschiedlich auf die geografische Distanz

Vergleich	a) Käfer-gesamt		b) Buchen-Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer	
	t	p	t	p	t	p	t	p
Käfer-gesamt	-	-	-	-	-	-	-	-
Buchen-Käfer	6,542	<0,001	-	-	-	-	-	-
phytophage Käfer	8,317	<0,001	10,767	<0,001	-	-	-	-
xylobionte Käfer	3,137	<0,002	7,829	<0,001	5,339	<0,001	-	-
Zikaden	3,292	<0,001	3,463	<0,001	8,831	<0,001	5,079	<0,001

Strukturelle Distanz ↔ beta-Diversität

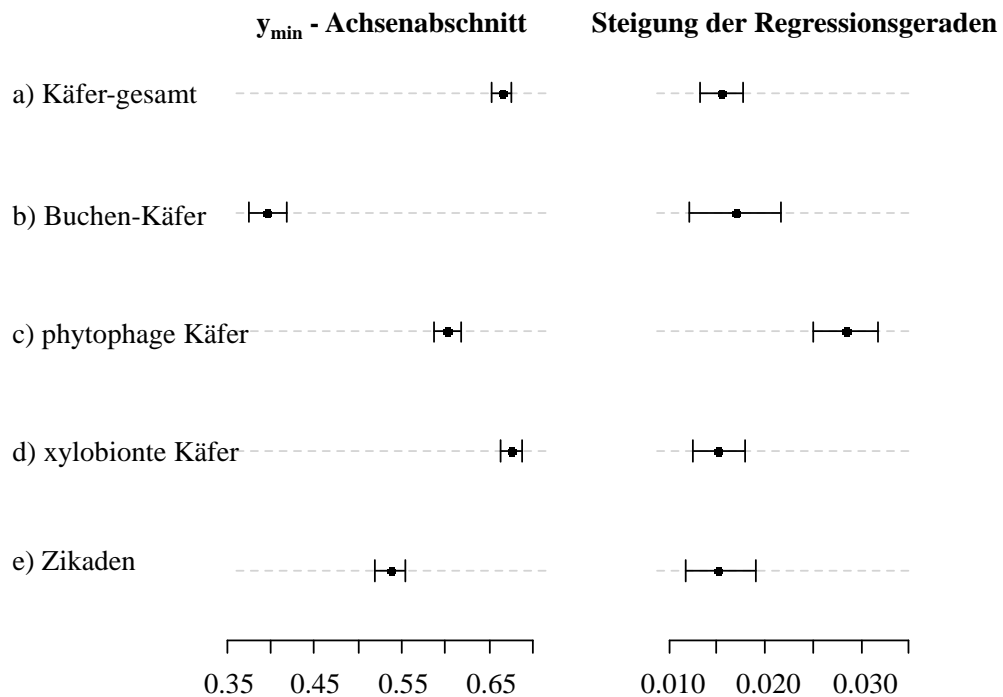


Abb. 26. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen bei der Korrelation Strukturelle Distanz ↔ beta-Diversität. 95 % Konfidenzintervall wurde über bootstraps berechnet

Tab. 25. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen gegeneinander bei der Korrelation Strukturellen Distanz ↔ beta-Diversität. Signifikante p-Werte sind fett dargestellt. Die Reaktionen aller Gruppen auf die strukturelle Distanz sind gleich; nur die Phytophagen reagieren unterschiedlich

Vergleich	a) Käfer-gesamt		b) Buchen-Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer	
	t	p	t	p	t	p	t	p
Käfer-gesamt	-	-	-	-	-	-	-	-
Buchen-Käfer	0,560	0,575	-	-	-	-	-	-
phytophage Käfer	6,048	<0,001	3,713	<0,001	-	-	-	-
xylobionte Käfer	0,140	0,888	0,624	0,533	5,733	<0,001	-	-
Zikaden	0,106	0,915	0,565	0,572	5,024	<0,001	0,008	0,994

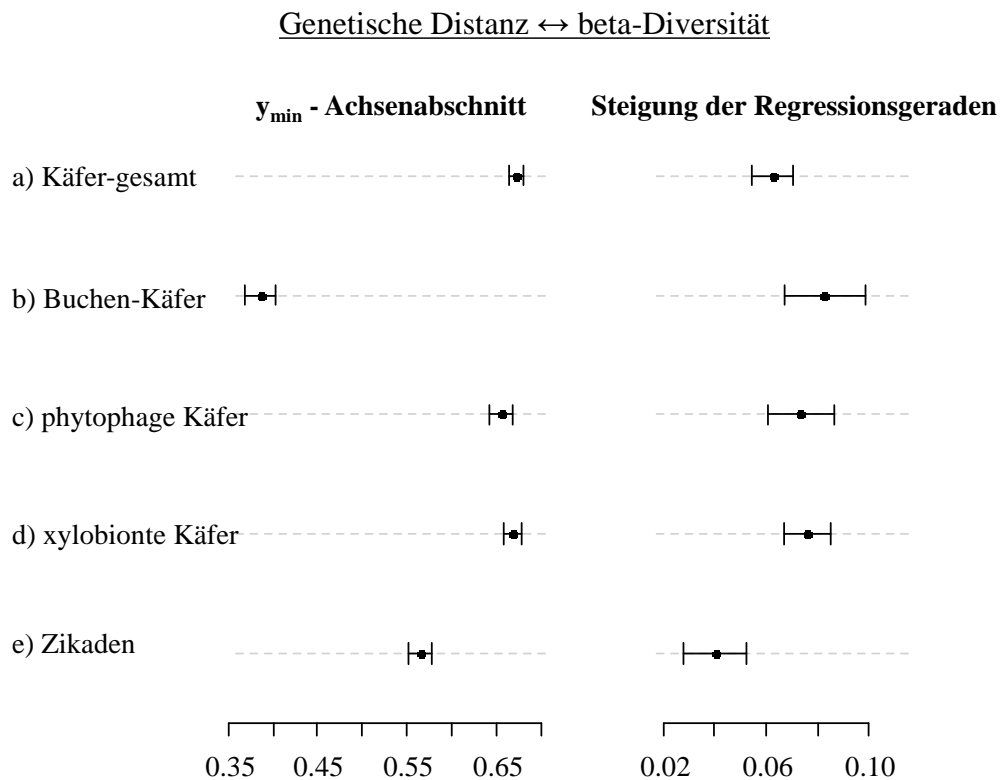


Abb. 27. Darstellung der y_{\min} -Achsenabschnitte und der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen bei der Korrelation Genetische Distanz ↔ beta-Diversität. 95 % Konfidenzintervall wurde über bootstraps berechnet

Tab. 26. Statistischer Vergleich der Steigungen der Regressionsgeraden aller Gruppen gegeneinander bei der Korrelation Genetische Distanz ↔ beta-Diversität. Signifikante p-Werte sind fett da dargestellt. Phytophage Käfer reagieren gleich wie alle Käfer, Buchen-Käfer und xylobionte Käfer; Zikaden reagieren immer unterschiedlich im Vergleich zu den vier Käfergruppen

Vergleich	a) Käfer-gesamt		b) Buchen-Käfer		c) phytophage Käfer		d) xylobionte Käfer	
	t	p	t	p	t	p	t	p
Käfer-gesamt	-	-	-	-	-	-	-	-
Buchen-Käfer	2,722	0,006	-	-	-	-	-	-
phytophage Käfer	1,423	0,155	1,401	0,161	-	-	-	-
xylobionte Käfer	2,164	0,031	1,236	0,216	0,349	0,727	-	-
Zikaden	2,960	0,003	4,467	<0,001	3,629	<0,001	4,416	<0,001

Um zu ermitteln, welche Distanzmaße die größten Veränderungen bei der Artenzusammensetzung der fünf Insektengruppen bewirken, wurden über die Regressionsgeraden die maximalen Unterschiede Δ der jeweiligen beta-Diversitäten berechnet: (y_{\max} (höchster y-Wert, berechnet durch die Regressionsgerade) – y_{\min}) (siehe Tab. 22, Abb. 20-Abb. 23). Dabei zeigt sich, dass die maximale Zunahme der beta-Diversität (Δ) bei den phytophagen und den xylobionten Käfern sowie bei den Zikaden durch die klimatischen Unterschiede in den Beständen hervorgerufen wird. Beta-Diversität der gesamten Käferzönose wird dagegen am stärksten von der geografischen Distanz zwischen den Plots beeinflusst. Bei den Buchen-Käfern nimmt die beta-Diversität am deutlichsten zu (Δ), je stärker sich die Buchen in ihrer genetischen Heterogenität H_0 unterscheiden (siehe Tab. 27).

Tab. 27. Maximale Veränderung Δ der beta-Diversität über die y_{\max} und y_{\min} Werte der Regressionsgeraden der Korrelationen zwischen der 'Total Dissimilarity' und den Distanzmatrizen der fünf Insektengruppen aus Tab. 22. Der höchste Δ - Wert einer Gruppe ist fett dargestellt

	a) Käfer-gesamt	b) Buchen-Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer	e) Zikaden
Distanz	$\Delta y_{\max} - y_{\min}$	$\Delta y_{\max} - y_{\min}$	$\Delta y_{\max} - y_{\min}$	$\Delta y_{\max} - y_{\min}$	$\Delta y_{\max} - y_{\min}$
Klima	0,278	0,192	0,328	0,305	0,208
Geografie	0,290	0,145	0,290	0,291	0,145
Struktur	0,128	0,141	0,237	0,126	0,127
Genetik	0,182	0,226	0,212	0,220	0,112

4 Diskussion

Die Europäische Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) gilt als die wichtigste Laubbaumart Europas (Gessler *et al.*, 1998). Vor allem durch anthropogene Einflüssen wurde während der letzten 1000 Jahre der Großteil der Buchenwälder in Ackerland, Nadelwälder oder Siedlungen umgewandelt (Bolte *et al.*, 2007). Deshalb bedecken die aktuell existierenden Bestände, mit geschätzten 910 000 km² (\cong 9 % der Landfläche Europas) (Knapp, 2008), nur noch einen kleinen Teil ihres potentiell natürlichen Areal.

Als einziger Verbreitungsraum für Buchenwälder besitzt die Europäische Union mit der Rotbuche eine sowohl ökonomisch wie ökologisch zukunftsfähige Baumart, trägt aber auch eine besondere Verantwortung für die Buchenwald-Lebensräume und ihre charakteristischen Zönosen. Vor dem Hintergrund, die Biodiversität Europas zu erhalten, etablierten die Mitgliedsstaaten das Schutzgebiets-Netzwerk NATURA 2000 (European Council, 1992), in dem neben dem hier behandelten *Asperulo-Fagetum* noch 12 weitere Buchenwald-Lebensraumtypen ausgewiesen sind (European Council, 1992).

Im Hinblick auf die große Bedeutung von (Buchen-) Wäldern für die Biodiversität Europas (Ishii *et al.*, 2004; Cale *et al.*, 2013; Gossner *et al.*, 2013b) nahmen in den letzten Jahren auch die Forschungsarbeiten in diesen Lebensräume zu (Brunet *et al.*, 2010; Batary *et al.*, 2014; Zehetmair *et al.*, 2014). Die vorliegende Studie behandelt daher die Insektenfauna in bewirtschafteten Buchenwäldern im Baumholzalder, dem die meisten Bestände dieses Lebensraumtyps derzeit entsprechen (FAO, 2011). Durch die Untersuchung einer einzelnen Buchenwaldgesellschaft (*Asperulo-Fagetum*) konnten verschiedene Faktoren ausgeschlossen werden, die die Insektendiversität beeinflussen, wie z. B. deutlich unterschiedliche Dominanzverhältnisse der Hauptbaumarten und der Begleitvegetation sowie Sonderstandorte. Da sowohl die Art, als auch die Intensität der Waldbewirtschaftung die vorhandenen Waldstrukturen beeinflusst (Winter & Möller, 2008) und sich damit auf die Insektendiversität auswirkt (Russo *et al.*, 2011), wurden alle Untersuchungen in gleichaltrigen, 80-120 jährigen, bewirtschafteten Buchen-Hochwäldern durchgeführt, um den Einfluss dieser Faktoren zu standardisieren. Mit der Auswahl von 24 Beständen aus drei biogeografischen Regionen (kontinental, mediterran, atlantisch) wurde ein großer geografischer Gradient in Europa abgedeckt, wodurch es möglich war unterschiedliche Ausprägungen des *Asperulo Fagetum* zu betrachten. Dadurch konnten Bestandesdaten sowohl aus dem Kernbereich der Buchenverbreitung in Deutschland als auch aus „Randgebieten“, wie z. B. dem südlichen Großbritannien, Südfrankreich und Ostösterreich gewonnen werden. Außerdem wurde ein

deutlich größerer Anteil, der im gesamteuropäischen *Asperulo Fagetum* vorkommenden Insektenzönose erfasst (vgl. Müller *et al.* (2012)), als bei Untersuchungen, die nur einen kleinen Teil des Verbreitungsraums der Buchenwälder berücksichtigen (Brunet & Isacson, 2009; Sobek *et al.*, 2009a).

Der Kronenraum stellt einen einzigartigen Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten dar (Ozanne *et al.*, 2003). Das gilt besonders für die sehr arten- und individuenreichen Arthropoden (Novotny & Basset, 2005), die in vielfältiger Weise in Nahrungsnetze oberhalb der Produzentenebene verwoben sind (Clinton *et al.*, 1993). Um besser verstehen zu können, wie sich natürliche Prozesse oder anthropogene Einflüsse auf diesen speziellen Lebensraum auswirken, gewann „Canopy-Research“ bei ökologischen Fragestellungen auch in Europa immer mehr an Beachtung. Dabei liegt der Fokus überwiegend auf den dort vorkommenden Insektengemeinschaften (Floren & Schmidl, 2008; Hardersen *et al.*, 2014), im Besonderen auf den xylobionten Käfern (Ulyshen, 2011; Gossner *et al.*, 2013c; Parmain *et al.*, 2013; Vodka & Cizek, 2013; Müller *et al.*, 2014). Diese Gilde gilt als die am besten untersuchte Käfergruppe und wird deshalb oft als Indikatorgruppe für Naturnähe und Reife der Wälder verwendet (Lachat *et al.*, 2012). Andere Insekten- und Käfergruppen werden dagegen oft nur selten berücksichtigt, obwohl sie einen wichtigen Teil der Zönose des Kronenraums repräsentieren (Brustel, 2004).

Ziel dieser Untersuchung war es daher, die Kronenfauna von bewirtschafteten Buchen-Hochwäldern Europas umfassender zu studieren. Wesentliche Taxa der Insektenzönose (12 Ordnungen) wurden produktionsbiologisch beurteilt. Die Abundanzen auf Ordnungsebene sind dabei als Maß für die Biomasseproduktion der Insekten zu verstehen (Wardhaugh, 2013). Auf der Ebene der Arten wurden Käfer– differenziert in folgende vier Gruppen 1) Käfer-gesamt; 2) Buchen-Käfer (Käfer assoziiert mit *F. sylvatica*); 3) phytophage Käfer (Pflanzenmaterial fressend, Holzmaterial ausgeschlossen); 4) xylobionte Käfer (Entwicklung im oder an Holz, holzbewohnend) und Zikaden bearbeitet. Die Käfer zählen mit zu den arten- und individuenreichsten Taxa der Erde (Speight *et al.*, 1999). Hinzu kommt, dass Käfer schnell und differenziert auf Umweltveränderungen reagieren, bzw. stark von deren Ausprägung beeinflusst werden und deshalb als geeignete Bioindikatoren gelten (Pearce & Venier, 2006; Pohl *et al.*, 2007; Work *et al.*, 2008). Im Kontext der vorliegenden Arbeit wurden die großräumigen Klima- und Lageparameter sowie die kleinräumigen Parameter Bestandesstruktur und Genetik der Buchen als Effektgrößen für die Diversität der Käfer- und Zikaden untersucht.

Messverfahren der Arthropoden-Diversität im Kronenraum

Der Kronenbereich in Wäldern der tropischen und gemäßigten Zonen beherbergt einen Großteil der Insektendiversität weltweit (Lowman & Rinker, 2004; Floren & Schmidl, 2008). Dadurch spielen sie eine entscheidende Rolle für die Funktionalität dieser Lebensräume (Huntzinger *et al.*, 2004). Man geht davon aus, dass es zwischen 2 und 7,4 Mio. Arthropodenarten weltweit gibt (Hamilton *et al.*, 2010), wobei erst geschätzte 30 % davon beschrieben sind, die meisten davon in den Tropen (Godfray *et al.*, 1999). Ein Grund für das eingeschränkte Wissen ist der für repräsentative und vergleichbare Insektenaufnahmen schwer zugängliche Kronenraum (Floren & Schmidl, 2008). Erste Ansätze für eine systematische Erforschung erfolgte vom Boden aus, mit Ferngläsern oder durch Aufsammeln herab gefallener Insekten (Lowman & Wittman, 1996). Durch die Entwicklung neuer Methoden wurde das Verständnis der Arthropodenfauna in diesem Lebensraum kontinuierlich verbessert (Werner *et al.*, 2004), wie z. B. durch „branch clipping“ (Majer & Recher, 1988), den Einsatz von Strickleitern (Mommott *et al.*, 2000), der Installation von Laufstegen in den Kronen (Mitchell, 1989), der Verwendung von Heliumballonen (Fukuyama *et al.*, 1994) und Kränen (Odegaard, 2000) oder das Fällen von Bäumen (Werner *et al.*, 2004). Für den eigentlichen Fang von Arthropoden wurden verschiedene Methoden entwickelt, die seitdem je nach Fragestellung, Kostenrahmen und Durchführbarkeit zur Anwendung kommen: das „Fogging“ gilt dabei als die am häufigsten verwendete und effektivste Methode (vor allem in den Tropen), weil in relativ kurzer Zeit ein Großteil der gesamten Arthropodenfauna des beprobten Kronenraums abgefangen werden kann (Srinivasa *et al.*, 2004; Kuria *et al.*, 2010; Wilkie *et al.*, 2010; Floren, 2012). Hinzu kommt, dass mit dieser Methode seltene oder eher inaktive Arten effizienter gefangen werden können als z. B. mit Flugfensterfallen (Basset, 1988). Außerdem erfolgt keine selektive Entnahme (De Souza *et al.*, 2011) bzw. Attraktion, wie z. B. beim Lichtfang (Fiedler & Truxa, 2012). Nachteilig ist allerdings, dass dieses Verfahren eine Momentaufnahme mit einem sehr engen Zeitfenster darstellt und der Saisonalität wenig Rechnung trägt. Auch werden z. B. Arten, die sich im Holz entwickeln oder sich die meiste Zeit innerhalb von Holzstrukturen aufhalten nur unzureichend erfasst (Srinivasa *et al.*, 2004). Eine Wiederholung am selben Ort ist aufgrund des vorangegangenen Insektizideinsatzes kritisch zu beurteilen (Hijii *et al.*, 2001). Ein weiterer Nachteil ist der hohe technische Aufwand und die Belastung des Systems mit den Rückständen der verwendeten Chemikalien (Kuria *et al.*, 2010). Eine kostengünstigere und umweltschonende Technik stellt z. B. die Klopfmethode dar, die aber eher für den Fang von immobileren Arten angewandt wird und zudem nicht sehr effizient ist (Suckling *et al.*, 1996). Eine weitere gängige Methode

ist der Einsatz von passiven Flugfensterfallen in verschiedenen Ausführungen (Hyvarinen *et al.*, 2006a; Sverdrup-Thygeson & Birkemoe, 2009; Lamarre *et al.*, 2012), womit vor allem flugaktive Insekten aus dem Luftraum abgefangen werden (Knight, 2000; Janssen *et al.*, 2009). Aktiv lockende Fallen können z. B. durch den Einsatz von Pheromonpräparaten, anderen Duftstoffen oder visuellen Signalen die Effizienz und auch das gefangene Artenspektrum deutlich erhöhen (Campos *et al.*, 2000). Deshalb wurde in dieser Untersuchung eine Kombination aus einer passiven Kreuzfensterfalle nach Hyvarinen *et al.* (2006b) und einem attraktiv wirkenden, gelben bioform Mini-Eklektor® (www.bioform.de) im Kronenraum jedes Probebaums verwendet, um möglichst hohe Fangzahlen von Individuen und Arten zu gewährleisten.

Individuenhäufigkeit im Kronenraum

Tropische Regenwälder sind die produktivsten Ökosysteme der Erde (Kjelvik, 1975; Lieth & Box, 1977). Sowohl über die Artendiversität der Arthropoden (Godfray *et al.*, 1999; Hamilton *et al.*, 2010), als auch über deren Abundanzverhältnisse ist bisher nur wenig bekannt (Basset *et al.*, 2003). Dial *et al.* (2006) schätzten z. B. die oberirdische Arthropodenzahl eines tropischen Regenwaldes (Borneo) auf 23,9 Mio. Ind./ha, was nach ihren Angaben einer reinen Biomasse von 23,6 kg/ha entsprechen würde. Aufgrund der unterschiedlichen Lebensräume (tropischer Regenwald ↔ Buchenwald, nur Kronenraum) und der verschiedenen Fangmethoden (Fogging ↔ Flugfensterfallen) können diese Zahlen nicht direkt mit den Ergebnissen dieser Untersuchung verglichen werden, allerdings zeigen die hier gefangenen ca. 1,2 Mio. Individuen (Tab. 10), dass auch in Waldökosystemen der gemäßigten Breiten mit hohen Insektenabundanzen und Aktivitäten zu rechnen ist (vgl. Stork & Hammond, 2013). Die mit deutlichem Abstand höchsten Individuenzahlen wurde für die Ordnung Diptera gefunden. Über 90 % der gefangenen Insekten gehören dieser Ordnung an (Tab. 10). Auch Scherber *et al.* (2014) berichten von einer Dominanz der Dipteren im Buchen-Nationalpark Hainich. Auf Artniveau war der typische Buchenwaldkäfer *Rhynchaenus fagi* (Buchenspringrüßler) mit 3308 Individuen (15 %) die mit Abstand häufigste Spezies, gefolgt von dem Ubiquisten *Meligethes aeneus* (Rapsglanzkäfer) mit 1360 Individuen (6,34 %) und dem Laubwaldspezialisten *Athous vittatus* (Gebänderter Schnellkäfer) mit 801 Individuen (3,73 %) (Tab. 13).

Bereits durch frühere Untersuchungen wurde der starke Einfluss von Klimaparametern, wie Temperatur und Niederschlag, auf die Arthropodenfauna in Waldökosystemen beschrieben (Progar & Schowalter, 2002). Aber auch die geografische

Lage der Bestände beeinflusst die vorhandene Diversität (vgl. Boulter *et al.*, 2011). So konnten z. B. Röder *et al.* (2010) nachweisen, dass die Insektenabundanz in fichtengeprägten Beständen des Böhmerwaldes fast linear mit zunehmender Höhenlage abnimmt, wobei die Gruppe der phytophagen Insekten am stärksten beeinflusst wurde. Diese abiotischen Faktoren bilden die langfristigen „Rahmenbedingungen“ für das Vorkommen von Arten sowie für deren Häufigkeit (vgl. Eyre *et al.*, 2005; Entling *et al.*, 2007; Iserbyt & Rasmont, 2012; Azevedo & Krüger, 2013). Die Ergebnisse dieser Arbeit veranschaulichen, wie abiotische Faktoren, wie z. B. die Jahresdurchschnitts-Temperatur (JDT) und der Jahres-Niederschlag (JNS) die Diversität von Insekten beeinflussen (Abb. 6, Abb. 7).

In diesem Zusammenhang interessierte die Frage, ob die Produktivität der Buche die Arthropodenhäufigkeit widerspiegelt. *F. sylvatica* erreicht ihre optimale Wuchsleistung im feucht-milden Klima (Pretzsch *et al.*, 2013). Demnach wären die höchsten Individuenzahlen tendenziell in den feucht-warmen Beständen zu erwarten, was sich nur für die Psocopteren, die Thysanopteren und partiell für die Coleopteren bestätigt (Abb. 6). Jedoch finden sich für nahezu alle Ordnungen signifikante Beziehungen zu den beiden Klimaparametern JDT und JNS, außer für Neuropteren, Hymenopteren und Orthopteren. Die Interaktion von JDT und JNS beeinflusst alle Ordnungen signifikant, mit Ausnahme der Neuropteren (Abb. 7). Das verdeutlicht die „Grundprägung“ der Insektenzönose in *Asperulo-Fageten* durch die langjährigen klimatischen Bedingungen in den Beständen. Der Einfluss der beiden Parameter ist dabei allerdings nicht immer gleichgerichtet, was die Einteilung der 12 Ordnungen in vier „Reaktionstypen“ erlaubt, je nachdem wie die Individuenzahlen mit sich ändernden Werten von JDT und JNS korrespondieren (Tab. 11). Bisher ist noch sehr wenig darüber bekannt, wie einzelne Insektenordnungen von diesen Umweltfaktoren beeinflusst werden. Villalpando *et al.* (2009) z. B. zeigte experimentell, dass sich bei steigenden Temperaturen die Individuenzahlen der Thysanopteren signifikant erhöhen, was sich mit den Ergebnissen dieser Arbeit deckt (Abb. 7-Reaktionstyp 1). Jia *et al.* (2010) stellte fest, dass sich ein Anstieg der Niederschlagsmengen negativ auf die Abundanzen der Lepidopteren auswirkt, was auch die Ergebnisse aus den Buchenbeständen zeigen (Abb. 7-Reaktionstyp 4). Im Gegensatz zu Choi (2008) nehmen allerdings auch die Individuenzahlen dieser Ordnung bei steigenden Temperaturen ab. Gleiches gilt für die Dipteren. Auch hier besteht ein negativer Zusammenhang, was im Widerspruch zu den Ergebnissen von Azevedo & Krüger (2013) steht. Eine Erklärung hierfür könnte sein, dass im Frühjahr große Dipteren-Dichten, in den noch nicht belaubten Buchenkronen trocken-kühler Bestände aufgetreten sind (eigene Beobachtung im Mai 2012). Diese Beobachtungen spiegelten sich dann auch in sehr

hohen Fangzahlen wider, wie z. B. bei den Mai-Proben der Probebäume EB_a1-1: > 32 000 Individuen, oder EB_a2-1: > 55 000 Individuen. Auch Scherber *et al.* (2014) beobachteten die höchsten Dipteren-Dichten im Frühjahr vor dem Austrieb bzw. dem Laubschluss. Kampichler & Teschner (2002) und Kampichler *et al.* (2008) fanden die höchsten Abundanzen der Dipterenart *Hartigola annulipes* (Buchenblatt-Gallmücke) ebenfalls in den besonnten Kronenbereichen.

Bei der Zuordnung der 24 Untersuchungsbestände zu den vier Klimabereichen (siehe 2.1.1) wurde deutlich, dass sich aus klimatischer Sicht Bestände sehr ähnlich sein können, die geografisch weit voneinander entfernt oder in unterschiedlichen Höhenlagen liegen, wie z. B. D_WÜ_a (Würzburg) und AUT_WW_b (Wienerwald) oder F_S_b (Massiv de Saou) und AUT_SZ_a (Salzach) (siehe Anhang-Tab. 7). Diese unterschiedliche klimatische Grundtönung spiegelt sich auch bei den Individuenzahlen wider, die sich bei 10 von 12 Ordnungen signifikant zwischen den vier Klimabereichen unterscheiden (Abb. 6). Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die langjährigen, klimatischen Bedingungen (50-jähriges Mittel von JDT und JNS) die Diversität der Insektenzönose im Kronenbereich von *Asperulo Fageten* beeinflussen. Die vier Reaktionstypen verdeutlichen aber auch, dass Insektenordnungen sehr differenziert von unterschiedlichen Klimabedingungen beeinflusst werden, auch wenn es mit den vorhandenen Daten nicht möglich ist, Aussagen zu treffen bezüglich einer Veränderung der Artenzusammensetzungen innerhalb der Ordnungen (vgl. Villalpando *et al.*, 2009; Nooten *et al.*, 2014).

Artenreichtum im Kronenraum

Neben der reinen Artenzahl zur Beschreibung der Arten-Diversität eines Lebensraums oder einer Untersuchungseinheit (alpha-Diversität) wurden verschiedene Diversitäts-Indizes entwickelt (Lande, 1996; Tuomisto, 2010). Die bekanntesten davon sind der *Shannon-Index*, der Art und Dominanzstruktur berücksichtigt (Spellerberg & Fedor, 2003) und der *Simpson-Index*, der die Wahrscheinlichkeit ausdrückt, dass zwei zufällig ausgewählte Individuen einer Aufnahme nicht der gleichen Art angehören (Simpson, 1949). Da das gefangene Arteninventar im Regelfall unvollständig ist, wurden Algorithmen entwickelt, um eine zu erwartende Artenzahl zu schätzen. Hierbei unterscheidet man zwischen „abundance-based estimators“, die die Häufigkeit seltener Arten ('singletons', 'doubletons', 'rare species') berücksichtigt (Pfeiffer & Mezger, 2012), wie z. B. der „Chao1-Estimator“ (Chao, 1984) und ACE (Chao *et al.*, 1993) oder „presence-absence estimators“, die für die Schätzung auf das

Vorkommen – nicht Vorkommen von Arten zurückgreifen, wie z. B. Jack1, Jack2 (Burnham & Overton, 1979) oder Chao2 (Chao, 1987). In der vorliegenden Untersuchung wurden als Maß für die alpha-Diversität neben den real gefangenen Artenzahlen S_{obs} zusätzlich die geschätzten, erwarteten Artenzahlen nach Chao1 (Chao, 1984) verwendet, um das „Potential“ des Buchenwald-Lebensraums zu bewerten und die Abundanzverhältnisse zu berücksichtigen. Chao1 liefert bei hohen, beobachteten Artenzahlen die besten Ergebnisse (Basualdo, 2011), sowohl direkt bei der Schätzung der zu erwartenden Artenzahlen als auch indirekt bei der Beurteilung der „inventory completeness“, wie in Tab. 15 und Tab. 17 dargestellt.

Die für die Analysen auf Artebene verwendeten fünf Insektengruppen wurden unter verschiedenen Gesichtspunkten ausgewählt: die Gruppe der [a] Käfer-gesamt repräsentiert dabei die gesamte, im Kronenraum von *Asperulo-Fagetum*-Beständen vorkommende Käferzönose. Mit den [b] Buchen-Käfern steht eine Gruppe zur Verfügung, die unmittelbar mit der, die Untersuchungsbestände dominierenden Hauptbaumart *F. sylvatica* assoziiert ist. Die [c] phytophagen Käfer und die [e] Zikaden wurden aufgrund ihrer rein phytophagen Ernährungsweise ausgewählt, um den direkten Bezug zu dem untersuchten Laubwald-Lebensraum herzustellen. Die [d] xylobionten Käfer wurden verwendet, weil sie als die am besten untersuchte Käfergruppe in Europa gilt (Davies et al., 2008), die zudem sehr sensitiv auf Umwelteinflüsse reagiert (Brunet & Isacson, 2009; Irmeler et al., 2010) und stark an Waldstrukturen gebunden ist, die von naturschutzfachlichem Interesse sind, wie z. B. Totholz oder Biotopbäume (Lassauce et al., 2011).

Die insgesamt 822 gefangenen Käferartenarten aus 73 Familien repräsentieren für diese Studie die Gesamtdiversität der Käfer des forstwirtschaftlich genutzten *Asperulo-Fagetum* in Europa (siehe 3.2). Die annähernden Sättigungswerte der 'species accumulation curves' zeigen, dass das Artenspektrum mit 21 446 Individuen aus 384 Fallen sehr gut erfasst wurde (siehe Abb. 11). Die Arten-Abundanz Verteilung ist dabei durch einen sehr hohen Anteil von fast 50 % an seltenen Arten (singletons und doubletons) gekennzeichnet (siehe Tab. 12) (vgl. Lim et al., 2012; Pfeiffer & Mezger, 2012; Serramo Lopez et al., 2012), was bedeutet, dass das „Diversitäts-Potential“ dieses Lebensraums noch deutlich höher einzuschätzen ist (Chao1), z. B. auf über 1300 Arten für die gesamte Käferzönose oder mehr als 478 Arten für die xylobionten Käfer (Tab. 15). Auch von den 583 Arten, die Gering et al. (2003) in nordamerikanischen Buchenbeständen (*Fagus grandifolia*) mittels „Fogging“ ermittelten, waren fast ein Drittel nur mit einem Individuum vertreten, die meisten davon aus den, auch in der vorliegenden Studie sehr dominanten Familien der Cuculionidae und Cerambycidae (vgl. Tab. 13). Zu weiteren vergleichbaren Artenzahlen kommen z. B.

Hyvarinen *et al.* (2006a) mit 814 und Martikainen *et al.* (2000) mit 553 Arten in borealen Nadelwäldern Finnlands. Auf eine einzige Baumart, die Zitterpappel (*Populus tremula*) konzentrierten sich die Untersuchungen von Sverdrup-Thygeson & Birkemoe (2009). Sie erfassten mit 19 819 Individuen 653 Arten, allerdings unter Einbeziehung von sowohl lebenden als auch abgestorbenen Probebäumen. Eine ähnlich hohe Käferdiversität für forstwirtschaftlich genutzte Buchenbestände fanden auch Gossner *et al.* (2014) in drei Regionen Deutschlands: Schwäbische Alb: 500 Arten, Hainich-Dün: 453 Arten, Schorfheide-Chorin: 770 Arten. Chumaka *et al.* (2014) untersuchten die Käferfauna in Buchenbeständen der Karpaten. Insgesamt wurden hierbei 504 Arten aus nur drei Familien (Staphilinidae, Curculionidae, Carabidae) gefangen, die auch in dieser Arbeit zu den dominanten Familien gehören (siehe Tab. 13).

Die meisten Untersuchungen in europäischen Laubwaldgesellschaften, oder speziell den Buchenwäldern, befassen sich mit xylobionten Käfern. Dies begründet sich durch den hohen Kenntnisstand über diese Gilde (Davies *et al.*, 2008), ihre sensitive Reaktion auf Umwelteinflüsse sowie ihrer naturschutzfachlichen Relevanz (Brunet & Isacson, 2009; Irmeler *et al.*, 2010). Vodka & Cizek (2013) fanden z. B. 289 xylobionte Käferarten in bewirtschafteten Auwäldern Tschechiens, während Müller & Gossner (2010) bei ihrer Zusammenfassung verschiedener Studien aus den Jahren 1996 – 2007 in unterschiedlichen Waldgesellschaften Bayerns 470 Arten feststellen konnten. In der Arbeit von Gossner *et al.* (2013c), in die neben Fangdaten aus drei Regionen Deutschlands (17 Bestände), die europaweiten Daten (242 Bestände) aus Müller *et al.* (2012) einfließen, wurden insgesamt 752 Xylobionte ermittelt. Im Vergleich zu diesen Arbeiten erscheinen die 344 gefangenen xylobionten Arten dieser Studie als relativ gering, allerdings muss bedacht werden, dass die von Gossner *et al.* (2013c) verwendeten Datensätzen nicht nur aus deutlich mehr Beständen (259), sondern auch aus unterschiedlichen Buchenwaldgesellschaften eines noch größeren Gradienten (Karpaten-Pyrenäen-Schweden) und aus verschiedenen Straten stammen (unterer Stammabschnitt + Kronenbereich). Hinzu kommt die deutlich höhere Fallenanzahl (1197), im Vergleich zu den hier verwendeten 384. Mit der gleichen Fangmethode untersuchte Bouget *et al.* (2013) insgesamt 104 Eichen- und 49 Buchenbestände in Frankreich. Dabei wurden mit 306 Fallen 478 xylobionte Käferarten gefangen (99 383 Individuen), was genau dem Wert entspricht, der über Chao1 für die Buchenwälder in dieser Arbeit als zu erwartende Artenzahl geschätzt wurde (siehe Tab. 15), allerdings bei einer deutlich geringeren Individuenzahl von 21 446 (siehe 3.2).

Auffällig bei den Artenzahlen der vorliegenden Arbeit ist zum einen der hohe Anteil xylobionter Käfer an der Gesamtartenzahl von fast 42 % (Indiv. 34,5 %). Im Vergleich dazu sind nur 3 % der Arten Buchen-Käfer, aber knapp 24 % der Individuen, was zeigt, dass diese spezialisierten Arten überproportional im Lebensraum Buchenwald vertreten sind. Besonders dominiert wird diese Gruppe dabei von den drei Arten *Rhynchaenus fagi* (64,6 %), *Ernoporicus fagi* (15,5 %) und *Dasytes cyaneus* (10,8 %). Von den bisher beschriebenen 620 Zikadenarten in Deutschland (Nickel & Remane, 2003) konnten 59 nachgewiesen werden (\cong ca. 10 %), was einen beachtlichen Prozentsatz für diesen speziellen Lebensraum darstellt.

Einfluss abiotischer und biotischer Faktoren auf die Artendiversität im Kronenraum

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die alpha-Diversität auf der Ebene der Artenzahl pro Plot dargestellt (Anhang-Tab. 5). Neben den beobachteten Artenzahlen (S.obs) wurden zusätzlich die geschätzten, zu erwartenden Artenzahlen (Chao1) nach Chao (1984) verwendet, mit denen es möglich ist das „Diversitäts-Potential“ der Einzelplots besser abzuschätzen, als mit den reinen Artenzahlen (vgl. Wei *et al.*, 2010), weil seltene, oder weniger mobile Arten stärker berücksichtigt werden (siehe Tab. 9-c).

Neben den reinen Artenzahlen als Maß für die Diversität spielen aber auch die jeweiligen Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Plots eine wichtige Rolle. Diese Unterschiede in der alpha-Diversität werden über die beta-Diversität ausgedrückt (Whittaker, 1960). Dadurch können unterschiedliche Artkombinationen auf den Plots direkt mit abiotischen oder biotischen Faktoren in Beziehung gesetzt werden, um deren Einfluss auf die Veränderungen der Artenzusammensetzung beurteilen zu können (vgl. Legendre *et al.*, 2005).

Klimatischer Einfluss

Um den Einfluss des Klimas auf die alpha-Diversität zu bewerten, wurden zuerst die kumulativen Artenzahlen der fünf Insektengruppen mittels 'species accumulation curves' (vgl. Gotelli & Colwell, 2001; Terlizzi *et al.*, 2014) miteinander verglichen (siehe Abb. 11). Der Vorteil dieser Methode gegenüber dem Vergleich der absoluten Artenzahlen besteht darin, dass dabei die Menge an gefangenen Individuen in den verschiedenen Klimabereichen berücksichtigt wird. Dadurch können die Artenzahlen, die bei gleicher Individuenzahl gefangen wurden („rarefaction“), direkt miteinander verglichen werden (siehe Tab. 9-b). Auffällig hierbei ist, dass die höchsten Artenzahlen bei allen fünf Gruppen im trocken-warmen Bereich zu finden sind und sich fast immer signifikant von den drei anderen

Klimabereichen unterscheiden. Nur bei den Buchen-Käfern und den Zikaden gibt es keinen Unterschied zum trocken-kühlen Bereich (vgl. Tab. 16). Das deutet darauf hin, dass die Diversität positiv von der Temperatur beeinflusst wird. Die Feuchtigkeit (Niederschlag) beeinflusst die Artenzahl dagegen eher negativ (vgl. Abb. 11). Die Artenzahl der Buchen-Käfer unterscheidet sich generell am geringsten zwischen den Klimabereichen. Hier treten nur signifikante Unterschiede zwischen trocken-warm und feucht-warm bzw. feucht-kühl auf (vgl. Tab. 16), wobei im letztgenannten Klimabereich die meisten Individuen gefangen wurden (vgl. Abb. 11-b). Die Ergebnisse des Vergleichs der kumulativen Artenzahlen bestätigen somit den starken Einfluss der langjährigen, klimatischen Bedingungen (JDT, JNS) auch auf die Diversität auf Artniveau.

In einem zweiten Schritt wurden sowohl die beobachteten Artenzahlen (S.obs), als auch die erwarteten Artenzahlen (Chao1-Schätzer) der vier Klimabereiche betrachtet. Gemessen über alle Klimabereiche ist das Diversitätspotential signifikant höher als die gefundene Artendiversität (siehe Abb. 12). Betrachtet man hingegen die Klimabereiche einzeln, findet man hier keine Unterschiede mehr bei den Buchen-Käfern und den Zikaden (siehe Abb. 12-b, e). Die reinen Artenzahlen und ihre Erwartungswerte liefern nur z. T. ein ähnliches Bild wie die kumulativen Artenzahlen: die wenigsten Arten traten in den feucht-kühlen Beständen und die meisten im trocken-warmen Bereich auf. Im Gegensatz dazu waren die erwarteten Artenzahlen bei den [a] Käfer-gesamt, den [b] Buchen-Käfern und den [d] xylobionten Käfern am höchsten im feucht-warmen Bereich, was darauf hindeutet, dass in diesem Klimabereich mit dem höchsten Diversitäts-Potential für diese drei Gruppen zu rechnen ist. Auch in diesem Abschnitt wird deutlich, wie stark der Einfluss klimatischer Faktoren wie Niederschlag und Temperatur auf die alpha-Diversität von Insekten ist, was sich mit den Erkenntnissen von Eyre *et al.* (2005), Entling *et al.* (2012) und Gossner *et al.* (2013c) deckt.

Um die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der fünf Gruppen zwischen den vier Klimabereichen (siehe 2.1.1) beurteilen zu können, wurden für jeden Klimabereich beta-Diversitäts-Indizes über deren Euklidische Distanz, bezogen auf den jeweiligen Centroiden, berechnet (siehe Abb. 19). Es zeigt sich, dass es bei allen fünf Gruppen statistisch hochsignifikante Unterschiede in der beta-Diversität über die vier Klimabereiche hinweg gibt. Das bedeutet, dass die Ähnlichkeitsmuster in den Klimabereichen z. T. auf signifikant unterschiedlichen Niveaus liegen. Die vier Käfergemeinschaften ähneln sich im Feucht-Kühlen am meisten und erreichen im Feucht-Warmen, wo das Optimum der Wuchsleistung der Buche liegt (Pretzsch *et al.*, 2013), die größten Unterschiede. Für die Zikaden werden diese Unterschiede nicht gefunden. Ihre beta-Diversitäten unterscheiden sich dagegen nur

zwischen feucht-kühlen und trocken-kühlen, bzw. trocken-warmen Beständen, was auch auf die Buchen-Käfer zutrifft. In den Klimabereichen trocken-kühl und trocken-warm sind sich die Artengemeinschaften der Gruppen relativ ähnlich, hier finden sich nur Unterschiede bei den phytophagen Käfern (siehe Tab. 21). Die Analyse zeigt, dass es generell deutliche Unterschiede in der beta-Diversität der fünf Insektengruppen in verschiedenen Klimabereichen gibt, auch wenn nur ein einziger Lebensraumtyp (*Asperulo-Fagetum*) betrachtet wird. Sie zeigt aber auch, dass die Artengemeinschaften innerhalb eines Klimabereichs eine vergleichsweise hohe Variabilität aufweisen können. Auch Gossner *et al.* (2013b) stellten in ihrer Untersuchung fest, dass sich die beta-Diversitäten von verschiedenen Käfergilden schon zwischen relativ nahe beieinander liegenden Plots innerhalb eines Waldgebiets (Buchenwald) unterscheiden können, und nicht nur zwischen verschiedenen Habitattypen, wie z. B. Laub- und Nadelwald (vgl. Ulyshen & Hanula, 2009), oder aufgrund größerer räumlicher Distanzen.

Diese Auswertung veranschaulicht zwar den Einfluss des lokalen Klimas auf die Diversität der Insektengruppen, sagt aber nichts darüber aus, inwiefern sich das Klima – hier abgebildet über die vier Klimaparameter Jahresdurchschnitts-Temperatur, jährliche Temperaturamplitude, Jahres-Niederschlag und mittlere Temperatur der drei wärmsten Monate (siehe Tab. 3) – auf die beta-Diversität des gesamten europäischen Untersuchungsraum auswirkt. Hierzu wurde die 'Total Dissimilarity', d.h. die Unähnlichkeit der Artengemeinschaften der Plots zueinander (siehe Baselga & Orme, 2012) mit den Unterschieden in der Ausprägung der vier Klimaparameter über Mantel-Tests miteinander korreliert (siehe Tab. 9). Die beta-Diversitäten der fünf Insektengruppen korrelieren dabei unterschiedlich stark mit den sich ändernden Klimabedingungen (r -Werte, Steigungen der Regressionsgeraden) und sind gekennzeichnet durch unterschiedlich hohe Minimal-beta-Diversitäten (Abb. 20, Abb. 24). Zu beachten ist hierbei, dass Bestände trotz sehr ähnlicher Klimaprägung weit voneinander entfernt liegen können, was bedeutet, dass hier die Minimal-beta-Diversität nicht durch das Klima, sondern auch durch die geografische Lage, sowie durch andere Parametern, wie z. B. der Bestandesstruktur oder der Genetik der Bestände geprägt sein kann.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass eine Erhöhung der klimatische Distanz mit einer steigenden Unähnlichkeit der Insektengemeinschaften einhergeht (Abb. 20) Bereits bei fehlender bzw. geringer klimatischer Distanz findet man ein erhebliches Maß an Unähnlichkeit (Minimal-beta-Diversität), möglicherweise herbeigeführt durch räumliche oder strukturelle Faktoren. Im Vergleich der fünf Insektengruppen nehmen die Buchen-Käfer eine

Sonderstellung ein. Bei ihnen ist die Minimal-beta-Diversität mit $y_{\min} = 0,344$ signifikant niedriger als bei den anderen vier Gruppen (siehe Abb. 24), genauso wie der maximale Anstieg der beta-Diversität mit $\Delta y_{\max} - y_{\min} = 0,192$ über den gesamten Klimabereich (Tab. 27). Das verdeutlicht erneut, dass die Diversität der Buchen-Käfer durch eine vergleichsweise einheitliche Prägung im Lebensraum Buchenwald geprägt ist. Auch die beta-Diversität der Zikaden scheint weniger stark vom Klima beeinflusst zu werden ($\Delta y_{\max} - y_{\min} = 0,208$) als z. B. die der phytophagen Käfer, die über den gesamten Klimaraum den höchsten Anstieg der beta-Diversität erfahren ($\Delta y_{\max} - y_{\min} = 0,328$). Zwar ernähren sich beide Artengruppen rein pflanzlich, unterscheiden sich funktional aber deutlich (Käfer ernähren sich beißend, Zikaden dagegen stechend-saugend), was diese Ungleichheit in den Reaktionen erklären könnte. Die Korrelationen zeigen, dass die beta-Diversität der untersuchten Insektengruppen (Käfer und Zikaden) auch in einem einzelnen Lebensraumtyp, wie dem *Asperulo-Fagetum*, von den dort insgesamt geringen klimatischen Amplituden, durch die die Wuchsbedingungen dieser Wälder gekennzeichnet sind (siehe Walentowski *et al.*, 2004), beeinflusst werden. Vergleichbare Ergebnisse findet man z. B. bei Jimenez-Valverde *et al.* (2010), die ebenfalls einen positiven Zusammenhang zwischen der beta-Diversität von Spinnenfamilien und der klimatischen Distanz feststellten, sowie bei Baselga & Jimenez-Valverde (2007), die den klimatischen Einfluss auf die Familie der Chrysomelidae (Blattkäfer) auf der Iberischen Halbinsel beschreiben (siehe auch Whittaker *et al.*, 2007).

Einfluss der geografischen Distanz

Ähnlich wie bei der klimatischen Distanz steigt die Unähnlichkeit der Artengemeinschaften auch bei größer werdenden räumlichen Distanzen zwischen den Plots (Abb. 21). Allerdings zeigen die r -Werte für die lineare Korrelation bei der geographischen Distanz ein etwas höheres Bestimmtheitsmaß im Vergleich zur klimatischen Distanz (Tab. 22).

Eine besondere Situation ergibt sich bei sehr geringen geographischen Distanzen. Auch hier werden bereits erhebliche Werte für die Minimal-beta-Diversität y_{\min} der Artengemeinschaften gefunden. Jedoch sind in diesem Fall klimatische Effekte zu vernachlässigen, da sie in diesen Fällen als identisch anzusehen sind. Als entscheidende Faktoren sind hier lokale Faktoren, wie z. B. die Bestandesstrukturen, oder die genetische Ausprägung der Bestände anzunehmen.

Die Steigungen der Ausgleichsgeraden und auch die y_{\min} -Werte (Abb. 25) ähneln dabei denen der Korrelationen mit den Klimaparametern (vgl. Abb. 24), obwohl diese

Parameter nicht interkorreliert sind. Die Buchen-Käfer zeichnen sich auch hier durch eine signifikant geringere beta-Diversität bei minimaler Distanz ($y_{\min} = 0,402$) aus sowie einem geringeren maximalen Anstieg der beta-Diversität ($\Delta y_{\max} - y_{\min} = 0,145$), im Vergleich zu den anderen drei Käfergruppen (Tab. 22, Tab. 27). Auch das mit Abstand geringste Bestimmtheitsmaß für die Korrelation wird bei den Buchen-Käfern gefunden (Tab. 22). Besonders deutlich wird der Unterschied gegenüber den xylobionten Käfern ($y_{\min} = 0,637$; $\Delta y_{\max} - y_{\min} = 0,291$), die verhältnismäßig stark auf räumliche Distanzen reagieren (Abb. 27).

Auch andere Studien bestätigen diesen Effekt der räumlichen Distanz, wie z. B. Baselga (2008), Baselga (2010), Poulin (2003) oder Steinitz *et al.* (2006). Bei der Interpretation der Ergebnisse solcher Studien ist aber immer zu beachten, um welche Artengruppen es sich handelt, da vor allem auch die Mobilität der Arten entscheidend ist und welcher räumliche Ansatz betrachtet wird (vgl. Lobo & Martin-Piera, 1999).

Einfluss der Bestandesstrukturen

Abiotischen Faktoren, wie die klimatische Bedingungen oder die geografische Lage der Bestände können anthropogen nicht verändert werden. Im Gegensatz dazu werden biotische Faktoren, wie die Strukturelemente in Beständen durch Intensität und Strategie der Waldbewirtschaftung beeinflusst (Christensen *et al.*, 2005; Commarmot *et al.*, 2005), wovon wiederum die Ausprägung der Insektengemeinschaften abhängt (Paillet *et al.*, 2010). Ohne näher auf einzelne, relevante Strukturen einzugehen, dokumentieren z. B. Vehvilainen *et al.* (2008), Sverdrup-Thygeson & Birkemoe (2009) oder Mico *et al.* (2013) die generelle Bedeutung der Bestandesstrukturen für die Diversität von Insektengemeinschaften. Um effektive Strategien zum Schutz dieser Zönosen entwickeln zu können, ist es daher wichtig zu wissen, welche speziellen Bestandesstrukturen dafür ausschlaggebend sind.

Die Ordination (CCA) zeigt, dass vor allem drei Parameter einen signifikanten Einfluss auf alle fünf Insektengemeinschaften ausüben: die Grundfläche/ha, die Anzahl der Baumarten/ha und der Buchen-Anteil. Auch die Schichtigkeit, als Maß für die vertikale Stratifikation der Bestände wirkt sich, außer bei den Buchen-Käfern, signifikant auf alle Gruppen aus. Auffällig ist die enge Beziehung der Buchen-Käfer zur dominierenden Baumart *F. sylvatica*, ausgedrückt durch den signifikanten Einfluss des Buchen-Anteils (Abb. 14-b). Außerdem wird die enge Bindung der xylobionten Käfer an das Vorhandensein von Totholz und Biotopbäumen (lebende Bäume mit Pilzbefall oder Höhlenstrukturen) deutlich, die oft als „Schlüsselfaktoren“ für die Diversität von Wäldern angesehen werden (Lassauce *et al.*, 2011; Bouget *et al.*, 2013). Allerdings konnte kein signifikanter Effekt der Biotopbäume auf die

gesamte Käferzönose nachgewiesen werden, was die Aussagen von Müller *et al.* (2014) bestätigt, dass dieses Strukturelement trotz seines großen ökologischen Stellenwerts nicht als alleiniges Mittel für den Erhalt der Artendiversität dienen kann.

Im Gegensatz zur CCA, die die Effekte der Strukturparameter auf die vier Käfergemeinschaften und die Zikaden bewertet, wurde mit den linearen gemischten Modellen (Bolker *et al.*, 2009) die direkten Einflüsse der Parameter auf die zu erwarteten Artenzahlen (Chao1) getestet (vgl. 3.3.3.2). Der größte Unterschied zwischen den Ergebnissen der Ordination und den Modellen trat bei der Grundfläche/ha auf, die ihren signifikanten Einfluss in allen Gruppen verliert. Das bedeutet, dass die Artenzahlen der fünf Gruppen nicht direkt von der Grundfläche/ha in *Asperulo-Fageten* abhängig sind, im Gegensatz zu den Artengemeinschaften in der CCA, in die auch die Dominanzstruktur einfließt (siehe Tab. 19). Maßgebend für eine große Diversität (Artenzahl) bleibt dagegen ein hoher Buchen-Anteil, der für die Buchen-Käfer der wichtigste Parameter ist (vgl. Tab. 20). Daneben beeinflusst die Baumartendiversität nur noch die gesamte Käferzönose sowie die phytophagen Käfer signifikant (siehe Abb. 15-a/c). Der positive Einfluss der Biotopbäume und des Totholz-Volumens auf die Gruppe der xylobionten Käfer wird durch die Modelle bestätigt (vgl. Martikainen *et al.*, 2000), wobei sich dieser direkte Effekt auf die Artenzahl diesmal auch bei allen Käfern zeigt. Bei den erwarteten Artenzahlen der Zikaden können im Gegensatz zu den Zikadengemeinschaften in der Ordination keine signifikanten Abhängigkeiten von den Strukturparametern gefunden werden. Die reine Artendiversität der Zikaden scheint daher nicht direkt an die Ausprägung der untersuchten Strukturen gebunden zu sein, sondern an andere Faktoren, wie z. B. an das zur Verfügung stehende, gesunde Pflanzenmaterial, von dem sie sich als Pflanzensauger ernähren.

Durch die Ordination (CCA) und das lineare gemischte Modell I wurde der signifikante Einfluss einiger Strukturparameter auf die zu erwartenden Artenzahl deutlich. Mit beiden Methoden können aber keine Aussagen getroffen werden, ab welchen konkreten Werten der Parameter die Artenzahl signifikant ansteigt. Deshalb wurden mit Hilfe des rekursiven Partitionierens konkrete Schwellenwerte für die Strukturparameter ermittelt, ab denen es zu einem signifikanten Anstieg der alpha-Diversität (erwartete Artenzahl) in den fünf Insektengruppen kommt (siehe Tab. 7-b). Bei den beiden Gruppen [a] Käfer-gesamt und [c] phytophage Käfer führt die Beimischung von mindestens zwei weiteren Baumarten neben der Hauptbaumart Buche zu einem signifikanten Anstieg der Artenzahlen, was den positiven Einfluss der Anzahl der Baumarten aus den vorangegangene Analysen der CCA und des Modells bestätigt (siehe Tab. 19/Tab. 20). Besonders die als eher euryök einzustufende

Gruppe der Phytophagen profitiert von einer Buchenwaldbewirtschaftung mit Beimischung von weiteren Baumarten. Auch die Ergebnisse von Sobek *et al.* (2009b) zeigen, dass die Artenzahlen der Käfergemeinschaften in Buchenbeständen mit zunehmender Baumarten-Diversität ansteigen. Den gleichen Effekt konnten Sobek *et al.* (2009a) auch bei Wanzen (Heteroptera) in einem Gradienten von Buchenreinbeständen hin zu Buchenmischbeständen nachweisen.

Durch anthropogene Nutzung entstandene, reine Buchenbestände wären deshalb nur bedingt dazu geeignet, den gesamten (regionalen) Artenpool zu erhalten, der normalerweise in den naturnahen Buchenbeständen vorkommen würde (Gering *et al.*, 2003). Der hohe Anteil xylobionter Arten an der gesamten Käferzönose von 42 % (siehe Tab. 12) erklärt auch hier den signifikanten Einfluss des Totholzes sowie der Biotopbäume, den auch schon die CCA veranschaulichte (siehe Tab. 19).

Auch die strukturelle Distanz, berechnet über die unterschiedliche Ausprägung der 10 Strukturparameter (siehe Tab. 9-j), wurde über Mantel-Tests in Beziehung zur beta-Diversität der fünf Insektengruppen gesetzt. Bislang gibt es keine vergleichbaren Ansätze, die der Frage nachgehen, wie sich die strukturelle Distanz auf die Diversität von Insekten auswirkt, vor allem nicht unter Verwendung von mehreren Strukturparametern gleichzeitig (Kombination). Vergleicht man die Ergebnisse mit den anderen zwei Distanzmaßen (klimatisch, geografisch), erkennt man, dass auch bei zunehmender struktureller Distanz die beta-Diversität, d.h. die Artenunähnlichkeit zunimmt (siehe Abb. 22). Zwar sind alle Korrelationen hochsignifikant, die Zusammenhänge sind aber weniger stark, verglichen mit den beiden abiotischen Distanzmaßen (siehe Tab. 22). Beim Vergleich der y_{\min} -Werte zeichnet sich allerdings das bekannte Muster ab: die geringste Minimal-beta-Diversität findet sich bei den Buchen-Käfern ($y_{\min} = 0,396$), die höchste bei den xylobionten Käfern ($y_{\min} = 0,675$) (Abb. 22). Allerdings ist der maximale Anstieg der beta-Diversitäten Δ , der durch die Strukturen hervorgerufen wird, geringer als bei Klima und Geografie (Tab. 27).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass nicht nur einzelne Strukturelemente, wie z. B. das Totholz (siehe Gossner *et al.*, 2013a), die Anzahl der Baumarten (siehe Mico *et al.*, 2013) oder die Überschildung (Bouget *et al.*, 2013) die Diversität von Insektengemeinschaften beeinflussen, sondern dass die Ausprägung der Artengemeinschaften vom gesamten Komplex der Bestandesstrukturen beeinflusst wird. Daraus lässt sich ableiten, dass es für den Erhalt der Insektendiversität in Buchenwäldern nicht ausreicht sich auf den Erhalt einzelner, bestimmter Strukturelemente zu konzentrieren oder zu fördern, wie z. B. Biotopbäume (siehe Müller *et al.*, 2014). Stattdessen muss die Gesamtheit, der für diesen Lebensraum typischen

Waldstrukturen und Mikrohabitate in Schutzkonzepten berücksichtigen werden, besonders da sie im Gegensatz zum Klima und der geografischen Lage der Bestände durch Managementmaßnahmen aktiv beeinflussbar sind (Christensen *et al.*, 2005). Je höher die Diversität an vorhandenen Strukturen, umso höher ist auch das Nischenangebot, von dem wiederum die Insektenfauna profitiert (vgl. Bouget *et al.*, 2013).

Kombinierter Einfluss der Parameter

Die drei betrachteten Parametergruppen Klima, geografische Lage und Bestandesstrukturen beeinflussen die Insektengemeinschaften nicht nur einzeln, sondern sie interagieren auch miteinander. So verbirgt sich in der geographische Lage neben den dort jeweils lokal herrschenden, klimatischen Bedingungen indirekt auch deren Konnektivität und regionale Einbindung in die Landschaftsebene, während die Bestandesstrukturen eher eine lokal begrenzte Faktorengruppe darstellen, deren Ausprägung neben der Bewirtschaftung auch von den klimatischen Bedingungen beeinflusst wird.

Deshalb wurden die einzelnen, aber auch die kombinierten Effekte dieser drei Parametergruppen (siehe 2.5.1, 2.5.2, 2.5.3) auf die fünf Insektengemeinschaften mittels Varianzpartitionierung bewertet (siehe 3.3.2). Hierbei zeigt sich erneut der starke Einfluss des Klimas, das mit durchschnittlich 27,2 % den größten Beitrag zur erklärten Varianz R^2 der fünf Gemeinschaften liefert, gefolgt von der Geografie mit 24,6 % und den Bestandesstrukturen mit 20,0 % (vgl. Tab. 18). Bei den Buchen-Käfern wird durch die Kombination der drei Parametergruppen insgesamt 58 % der Gesamtvarianz erklärt. Dieser große Anteil verdeutlicht die starke Bindung dieser spezialisierten Artengemeinschaft an den Buchenwald, der durch das Zusammenspiel bestimmter klimatischer, geografischer und struktureller Gegebenheiten gekennzeichnet ist (siehe Abb. 13-b). Auch bei den phytophagen Käfern wird über die Hälfte (51 %) der Gesamtvarianz durch die Faktorenkombination erklärt (siehe Abb. 13-c). Die Abhängigkeit der xylobionten Käfer von speziellen Bestandesstrukturen wie Totholz oder Biotopbäumen wird neben den Ergebnissen dieser Arbeit in vielen weiteren Studien bestätigt (Brunet & Isacson, 2009; Ulyshen, 2011; Gossner *et al.*, 2013a). Allerdings ist noch wenig darüber bekannt, welchen Anteil diese biotischen Parameter bei der Erklärung der vorhandenen Diversität im Vergleich zu abiotischen Faktoren, wie Klima und geografische Lage einnehmen. Die Varianzpartitionierung verdeutlicht den starken Einfluss dieses Sets von Strukturparametern (Tab. 4) auf die Käfergemeinschaften. Betrachtet man die vier Käfergruppen im Detail, so zeigt sich, dass der Erklärungswert der Bestandesstrukturen (inklusive der kombinierten Effekte) bei den Xylobionten mit 57,1 % deutlich über denen der

Phytophagen (39,2 %) und der gesamten Käferzönose (43,6 %) liegt (vgl. Tab. 18). Das zeigt erneut den engen Bezug dieser Arten zu speziellen Waldstrukturen und Mikrohabitaten. Auch der hohe Prozentsatz von 51,7 % bei den Buchen-Käfern kann wieder dadurch erklärt werden, dass die große Mehrheit dieser Arten xylobiont ist. Insgesamt wird durch die Varianzpartitionierung gezeigt, dass nicht nur einzelne Parametergruppen wie Klima, geografische Lage der Bestände oder Strukturen für die Ausprägung der Insektengemeinschaften in Buchenwäldern verantwortlich sind, sondern dass auch deren Kombinationen und Interaktionen einen wesentlichen Teil dazu beitragen (siehe 3.3.2).

Einfluss der Buchen-Genetik

Die nicht durch das Klima oder die geografische Lage erklärbare Minimal-beta-Diversität y_{\min} (siehe Diskussion: Einfluss der klimatischen/geografischen Distanz) zeigt, dass die Insektendiversität neben den Strukturen noch durch weitere Faktoren beeinflusst wird.

Erste Hinweise, dass auch die genetische Struktur von Wirtspflanzen die Artengemeinschaft von herbivoren Insekten beeinflusst, finden sich in den späten 1980er und frühen 1990er Jahren (Fritz & Price, 1988; Fritz, 1990). Die Hypothese war, dass bei höherer genetischer Variabilität der Pflanzen, insbesondere der dominanten Wirtspflanzen, das Nischenangebot steigt, was zu einer erhöhten Abundanz und Artenzahl von Insekten führen müsste. Der Arbeitsgruppe um Whitham (Whitham *et al.*, 1999) gelang es, Hinweise für die Bestätigung dieser Hypothese an genetisch hoch variablen Pappel- und Eukalyptus-Hybriden zu finden (Dungey *et al.*, 2000; Bangert *et al.*, 2005; Bangert *et al.*, 2006a; Bangert *et al.*, 2006b). Die differenzierte, aber nicht abgeschlossene Weiterentwicklung dieses Ansatzes führte letztlich zu dem ökologischen Konzept der „community genetics“. In ihm wird die prägende Wirkung der Pflanzengenetik auf Arthropodengemeinschaften u. a. gildenspezifisch bewertet und unter einem weit gefassten Aspekt der Fraßabwehr der Pflanzen gesehen (Ali & Agrawal, 2012).

Es wird angenommen, dass mit zunehmender genetischer Variabilität (z. B. Heterozygotie) die Fähigkeit der Wirtspflanze steigt, Abwehrmechanismen auszubilden (Bernhardsson *et al.*, 2013), wie z. B. Toxine, um sich vor Fressfeinden zu schützen. Auch geht man in diesem Zusammenhang davon aus, dass Generalisten typischerweise sensitiver auf diese Abwehrmechanismen reagieren als Spezialisten (Ali & Agrawal, 2012). Jedoch führt eine erhöhte genetische Variabilität nicht automatisch zu vermindertem Fraßdruck. Während sich die Besiedelung durch generalistische Herbivore vermindert, sind phytophage

Spezialisten bevorteilt und profitieren von einer sogenannten assoziierten Anfälligkeit, was sich in einem höheren Blattverlust äußern kann (Castagneyrol *et al.*, 2012).

In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb im linearen Modell 2 der Einfluss der genetischen Variabilität der Probebäume (Heterozygotie- H_o) auf die erwartete Artenzahl (Chao1) getestet. Die Ergebnisse zeigen, dass steigende H_o -Werte, als Maß für die genetische Variabilität der Buchen, nicht mit steigenden Artenzahlen korrespondieren. Durch die Effect-Plots (Abb. 16) der fünf Insektengruppen wird allerdings der negative Trend bei steigender Heterozygotie deutlich, wenngleich die Effekte statistisch nie signifikant waren (vgl. Tab. 20).

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Wimp *et al.* (2005), die ebenfalls keinen signifikanten Einfluss der Heterozygotie von Pappelhybriden auf die Artenzahlen von Arthropoden finden konnten, aber auf deren Abundanz. Allerdings verwendete die Arbeitsgruppe um Whitham gezielt genetisch hoch variable Pflanzengesellschaften (vgl. Bangert *et al.*, 2005; Johnson & Agrawal, 2005; Bangert *et al.*, 2006b; Johnson *et al.*, 2006), die nicht direkt mit den forstlich genutzten Beständen dieser Untersuchung verglichen werden können.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der linearen Modelle auf alpha-Diversitätsebene, die keinen signifikanten Effekt der Heterozygotie (H_o) auf die erwartete Artenzahl erkennen ließen (vgl. Tab. 20), sind die Korrelationen zwischen der beta-Diversität und der genetischen Distanz der Plots (nach Nei (1972)) bei allen fünf Gruppen signifikant (siehe Tab. 22). Das bestätigt die Annahmen von Tovar-Sanchez *et al.* (2013), dass die genetische Diversität von Wirtsbäumen die Arthropodengemeinschaft im Kronenbereich beeinflusst. Auch Wimp *et al.* (2005) konnte einen direkten Einfluss der genetischen Ausstattung von Pappel-Hybriden auf die Arthropodenzönose nachweisen. Eine große intraspezifische, genetische Diversität von Wirtspflanzen scheint außerdem die faunistische Diversität von phytophagen Insekten zu erhöhen (Crutsinger *et al.*, 2006; Crawford *et al.*, 2007; Crutsinger *et al.*, 2008). Cook-Patton *et al.* (2011) vermuten, dass der Effekt der intraspezifischen Variabilität auf die faunistische Diversität ähnlich hoch zu bewerten ist, wie die Heterogenität der Pflanzengesellschaft für phytophage Insekten. In einigen weiteren Studien wurde gezeigt, dass die genetische Variation innerhalb einer (Wirts-) Pflanzenart sowohl Diversität der abhängigen Artengemeinschaften (z.B. Insekten), als auch deren direkte und indirekte Interaktionen (z.B. durch Verdrängung oder Prädation) beeinflusst (Tetard-Jones *et al.*, 2007; Zytynska *et al.*, 2010; Rowntree *et al.*, 2011). Diese interspezifischen Interaktionen beeinflussen sowohl die Populationsdynamik, als auch die Zusammensetzung der lokalen (Insekten-) Gemeinschaften

(Zytynska *et al.*, 2014). Dadurch kommt es zur Anpassung dieser Gesellschaften an die genetischen Variationen der Wirtspflanzen über das Vorkommen oder Nichtvorkommen von Arten, was auf lange Sicht zu ökologischen und evolutionären Anpassungen führen kann (vgl. Matsubayashi *et al.*, 2010). Die genetische Diversität wirkt sich somit direkt auf alle Ebenen des Ökosystems (Populationen und Gemeinschaften) aus und dadurch auch auf die Artendiversität (Hughes *et al.*, 2008). Die hier vorgelegten Ergebnisse zeigen, dass die genetische Distanz zwischen Buchenpopulationen die beta-Diversitäten der fünf Insektengruppen unterschiedlich stark beeinflusst (siehe Tab. 26). Gemessen an der Steigung der Korrelationsgeraden zeigen die Buchen-Käfer diesmal die stärkste Reaktion, wie in Abb. 27 dargestellt. Außerdem bewirkt die genetische Distanz den maximalen Anstieg der beta-Diversität dieser Gemeinschaft ($\Delta = 0,226$, Tab. 27). Das verdeutlicht den positiven Einfluss genetisch hoch variabler Buchenpopulationen auf diese spezialisierte Artengruppe. Die Bevorteilung der phytophagen Spezialisten gegenüber generalistischen Herbivoren bei steigender genetischer Variabilität der Wirtspflanze (Bernhardsson *et al.*, 2013) kann in letzter Konsequenz zur assoziierten Anfälligkeit der Wirtspflanze führen (Castagneyrol *et al.*, 2012). Die Zikaden, als zweite, sich rein phytophag ernährende Gruppe, scheinen dagegen eher von anderen Faktoren, wie z. B. der geografischen Distanz beeinflusst zu werden, was durch den, im Vergleich niedrigsten r -Wert der Korrelation (Tab. 22) und dem geringsten maximalen Anstieg der beta-Diversität Δ (Tab. 27) verdeutlicht wird.

Betrachtet man die Minimal-beta-Diversitäten y_{\min} so fällt auf, dass diesmal der höchste Wert bei der gesamten Käferzönose zu finden ist ($y_{\min} = 0,672$), gefolgt von den xylobionten ($y_{\min} = 0,669$) und den phytophagen Käfern ($y_{\min} = 0,656$). Man kann daraus schließen, dass die Minimal-beta-Diversität umso geringer ist, je stärker die Gemeinschaft durch ihre Lebensweise an die jeweilige (Baum-) Art angepasst ist, wie das bei den Buchen-Käfern der Fall ist ($y_{\min} = 0,386$). Dementsprechend stark reagieren die Gruppen auch mit einem Anstieg der beta-Diversität bei einer Zunahme der genetischen Diversität der Buchen (siehe Abb. 27). Das verdeutlicht den Effekt, den die genetische Variation (in diesem Fall der Buchen) auf verschiedenen Populationen und Gemeinschaften eines Ökosystems haben kann (vgl. Hughes *et al.*, 2008).

Schutz und Erhalt der Insektendiversität in Buchenwäldern

In der vorgelegten Arbeit wurde die Diversität der Käfer- und Zikadenfauna in bewirtschafteten, europäischen Buchen-Hochwäldern (*Asperulo-Fagetum*) mittleren Alters untersucht. Die Ergebnisse werden nun abschließend unter dem Gesichtspunkt bewertet, welchen Beitrag dieser Typ Wirtschaftswald zum Schutz und Erhalt der Insektendiversität leistet, bzw. leisten kann. Die ausgewählten Flächen decken einen großen Teil des aktuellen Verbreitungsraums von *F. sylvatica* ab (Abb. 8) und repräsentieren dabei klimatisch unterschiedlich getönte Wuchsgebiete (Abb. 2). Dadurch ist es möglich, die aktuelle Situation der Insektenzönose dieses Lebensraumtyps auf einer großen räumlichen Ebene zu bewerten.

Auffällig bei den ermittelten Artenzahlen der Käfer ist ihre oftmals sehr geringe Nachweisdichte. Von den insgesamt 822 gefundenen Arten wurden 639 mit weniger als 11 Individuen nachgewiesen (Kategorie „selten“, Tab. 12). Diese Taxierung hat einerseits einen gewissen Grad an Willkürlichkeit, hat aber bei 21 446 gefangenen Individuen eine logische Berechtigung und findet auch bei anderen Studien Anwendung (Gering *et al.*, 2003; Müller *et al.*, 2008; Müller *et al.*, 2012). Auch der hohe Anteil von Arten, die mit nur einem Individuum gefangen wurden (36,9 %) ist hervorzuheben (Tab. 12). Insgesamt zeichnet sich so das Bild ab, dass auch in bewirtschaftete Buchenwälder eine Vielzahl von Käferarten vorkommen, die entweder selten sind, eine geringen Abundanz aufweisen, oder die zu den wenig aktiven Arten des Luftraums gehören. Da in dieser Studie nur Buchenkronen beprobt wurden, ist allerdings nicht auszuschließen, dass auch Bewohner anderer Straten als seltene Gäste oder Irrläufer gefangen wurden, die aber in anderen Bereichen des Buchenwaldes in höheren Dichten vorkommen.

Artenzahlen in ähnlicher Größenordnung finden auch Gossner *et al.* (2014) in verschiedenen Buchenbeständen Deutschlands, wobei – und dies sei hier betont – keine signifikanten Unterschiede zwischen Schutzgebieten und bewirtschafteten Beständen festgestellt wurden. Auch Chumaka *et al.* (2014) konnten keine negativen Effekte durch die Bewirtschaftung von Buchenbeständen der Karpaten auf die Käferfauna feststellen, im Vergleich zu dortigen Nationalparkflächen (vgl. Zehetmair *et al.*, 2015). Das verdeutlicht, dass auch Buchenbestände, die einer aktiven Nutzung unterliegen einen wichtigen Beitrag zum Schutz der Käferzönosen liefern können.

Von den 822 gefundenen Arten entfallen lediglich 27 auf die Buchen-Spezialisten. Dies entspricht nur ca. 3 % der Arten (Tab. 15), die dabei allerdings mehr als 24 % der gefangenen Individuen ausmachen (Tab. 12). Knapp 800 der ermittelten Arten sind nach heutigem Wissen nicht eng an die Buche gebunden und somit eher als euryök zu bezeichnen

(Freude *et al.*, 1964-1983). Dazu gehört der überwiegende Anteil der phytophagen und xylobionten Käfer mit 204 bzw. 344 Arten (Tab. 12). Verbleiben noch 294 in dieser Arbeit nicht kategorisierte, sonstige Arten (Anhang-Tab. 2), von denen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Großteil auch räuberisch ernährt. Hinweise dafür liefert die Tatsache, dass die Staphyliniden die mit Abstand artenreichste Familie repräsentieren sowie das Vorkommen weiterer arten- und individuenreicher Familien wie den Canthariden oder den Carabiden (Tab. 13). Das zeigt, dass der Lebensraum Buchenkrone eine Vielzahl von Arten beherbergt, die in unterschiedlichen Beziehungen zueinander stehen und so ein komplexes System an funktionalen Netzwerken ausbilden.

Die Ergebnisse dieser Arbeit verdeutlichen außerdem, dass aufgrund der starken Abhängigkeit der Insektendiversität von klimatischen Bedingungen Konzepte für eine Großzahl von Beständen in unterschiedlichen Klimabereichen entwickelt und umgesetzt werden müssen. Eine Fokussierung auf die „Kerngebiete“ der Buchen-Verbreitung, wie z. B. Deutschland, wäre unzureichend, weil dadurch nur ein Teil, der in diesem weitverbreiteten Lebensraum insgesamt vorkommenden (Insekten-) Diversität, berücksichtigt würde. So wurden z. B. bei dieser Untersuchung von den insgesamt 822 Käferarten nur 455 (= 55,4 %) in Deutschland gefangen, was zeigt, wie hoch die Artendiversität auch in den „Randgebieten“ der Buchenwaldverbreitung ist (siehe Müller *et al.*, 2012).

Dabei hat die räumliche Ebene unterschiedliche Effekte auf die Diversität der verschiedenen Artengruppen, wie z. B. der Buchen-Käfer oder der xylobionten Käfer (Abb. 21). Daraus lässt sich ableiten, dass Strategien zum Schutz unterschiedlicher Insektengruppen verschiedene räumliche Ansätze verfolgen könnten. Wäre das Ziel nur der Schutz der Diversität der Buchen-Käfer, würde es genügen in einem relativ geringen geografischen Gradienten Schutzkonzepte (Gebiete) zu etablieren, die aber für den Erhalt der Diversität anderer Käfergruppen oder der Zikaden nicht zielführend wären. Wie auch schon beim Einfluss des Klimas ergibt sich daraus, dass es notwendig ist, Buchenbestände aus einem großen geografischen Raum in länderübergreifende Schutzkonzepte zu integrieren, um den Erhalt, der für das gesamte *Asperulo-Fagetum* typischen Insektenfauna, zu gewährleisten (vgl. hierzu Gossner & Müller, 2011). Durch den sich abzeichnenden Klimawandel wird sich zudem die Buchenwaldfläche Europas wahrscheinlich deutlich vergrößern, was zu einer Verbesserung der Konnektivität der Wald(schutz)flächen genutzt werden kann und sollte.

Die einzigen Parameter, die auf Bestandesebene aktiv beeinflussbar bleiben, sind die Strukturparameter, die von der Intensität und der Strategie der Waldbewirtschaftung geprägt werden (Christensen *et al.*, 2005; Commarmot *et al.*, 2005). Daher spielt die

Bewirtschaftungsweise die entscheidende Rolle für den Schutz der Insektendiversität (Paillet *et al.*, 2010). Die Untersuchungen von Gossner *et al.* (2014) und Chumaka *et al.* (2014) zeigen, dass auch forstwirtschaftlich genutzte Buchenwälder einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der, für diesen Lebensraum typischen, Insektenfauna leisten können. Allerdings müssen dafür Mindestanforderungen erfüllt werden, was in erster Linie die Ausstattung der Bestände, mit den für die Zönosen relevanten Strukturelementen betrifft.

Das auch auf der Idee des integrativen Naturschutz basierenden, transnationalen Schutzgebiets-Netzwerk NATURA 2000 (European Council, 1979, 1992) könnte dafür die entscheidenden Impulse geben, solange der politische und gesellschaftliche Wille gegeben ist und die Richtlinien konsequent umgesetzt werden (Evans, 2012). Folgerichtig müssen aber auch die Ansprüche der unterschiedlichen Insektengemeinschaften berücksichtigt werden. In Bayern erfüllen z. B. *Asperulo-Fagetum* Bestände, die als NATURA 2000 Flächen ausgewiesen sind, schon ab 6 m³ Totholz/ha das (Teil-)Kriterium „hervorragend“ für die Bewertung des LRT (vgl. Bayerisches Landesamt für Umwelt & Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2010). Dieser Wert liegt dabei deutlich unter den hier gefundenen Bruchpunkten von 12,8 m³/ha für die gesamte Käferzönose, bzw. 12,6 m³/ha für die Buchen-Käfer (Abb. 17), als Lebensraum-Spezialisten des Buchenwaldes. Die Wertstufe „hervorragend“ ist unter diesem Gesichtspunkt nicht gerechtfertigt, da eine Totholzmenge von 6 m³/ha als zu gering einzuschätzen ist, um den Ansatz des NATURA 2000 Konzepts – den Erhalt der gesamten europäischen Biodiversität – erfüllen zu können (vgl. Maiorano *et al.*, 2007). Auch Gossner *et al.* (2013c) fordern eine Erhöhung des Totholzvolumens in bewirtschafteten Buchenbeständen von derzeit 5-10 m³/ha auf > 20 m³/ha um die Ziele des integrativen Naturschutzes erfüllen zu können. Bei den xylobionten Käfern hängt die Diversität entscheidend von der Menge an Biotopbäumen ab (> 5/ha). Dieses Ergebnis veranschaulicht, dass die Arten dieser Gruppe nicht nur auf vorhandenes Totholz (Abb. 17-d), sondern auch auf noch lebende (vorgeschnittene) Bäume angewiesen sind, die wichtige Mikrohabitate für deren Entwicklung aufweisen, wie z. B. (Mulm-) Höhlen, Konsolen, Kronenabbrüche oder Rindenschäden (vgl. Winter & Möller, 2008). Auch die Studie von Müller *et al.* (2014) zeigt, dass Biotopbäume für xylobionte Käfer in Buchenwäldern notwendige, jedoch nicht alleinig ausreichende „keystone structures“ darstellen. Erstaunlicherweise liegt der gefundene Bruchpunkt dieser Gruppe beim Totholz mit 4,8 m³/ha deutlich unter dem für die gesamten Käfer-Zönose und für die Buchen-Käfer, was wahrscheinlich auf den starken Einfluss der Biotopbäume in der Bruchpunktanalyse zurückzuführen ist. Festzuhalten ist aber, dass die Bruchpunktanalyse die vorangegangenen

Ergebnisse untermauert, nämlich dass das vorhandene Totholz ein entscheidender Faktor für die Diversität der xylobionten Käfer ist, was sich mit den Ergebnissen vieler anderer Studien deckt (Lassauce *et al.*, 2011; Hjalten *et al.*, 2012; Lachat *et al.*, 2012). Biotopbäume spielen auch für die phytophagen Käfer eine wichtige Rolle, was auf den ersten Blick eher ungewöhnlich erscheint. Allerdings ist es vorstellbar, dass deren Fraßabwehr aufgrund von Vorschädigungen (Pilzbefall, Fäulnisbildung, etc.) reduziert ist, was zu einer assoziierten Anfälligkeit (Castagneyrol *et al.*, 2012) und dadurch zu einem erhöhten Vorkommen von sich rein phytophag ernährenden Käferarten führen kann.

Diese Arbeit zeigt, dass unter Berücksichtigung folgender Kriterien die Bewahrung und Förderung der Insektendiversität in Buchenwäldern nicht im Widerspruch zu einer Nutzung dieser Wälder stehen muss: transnationale Konnektivität von *Asperulo-Fagetum* Beständen, wünschenswert in Regionen unterschiedlicher klimatischer Prägung und gezieltes Management. Zielführend dabei wären die Beimischung von mindestens zwei weiteren Baumarten neben der Buche, ein Buchenanteil von mehr als 80 %/ha, das Belassen oder Entwickeln von mindestens fünf Biotopbäumen/ha sowie der Verbleib von mehr als 12 m³ Totholz/ha in den Beständen.

Netzwerke wie NATURA 2000, die einen länderübergreifenden und integrativen Schutzansatz verfolgen, müssen dazu beitragen die Biodiversität dieser Lebensräume zu erhalten, um den Bedrohungen durch den sich abzeichnenden Klimawandel und veränderten Nutzungsansprüchen begegnen zu können.

Zusammenfassung

Wälder sind unverzichtbare Lebensräume für die Biodiversität Europas, auch wenn der Großteil forstwirtschaftlich genutzt wird. Speziell der Kronenraum stellt dabei einen der wichtigsten Lebensräume für viele Arthropodenarten dar. Da die Europäische Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) nur auf dem Kontinent verbreitet ist tragen die europäischen Länder eine besondere Verantwortung zum Schutz und Erhalt dieser Waldgesellschaften und deren charakteristischen Lebensgemeinschaften. Ziel dieser Arbeit war es daher, die Insektendiversität im Kronenraum von bewirtschafteten, 80 – 120 jährigen Waldmeister-Buchenwäldern (*Asperulo-Fagetum*), mittels Flugfensterfallen zu untersuchen. Die Lage der 24 ausgewählten Bestände deckte weite Teile des aktuellen Verbreitungsraums der Rotbuche in Europa ab und erstreckte sich vom Neusiedler See in Ostösterreich über deutsches Buchen-Kerngebiet bis nach Südfrankreich und Wales. Der Untersuchungsraum wurde anhand von zwei Klimaparametern (Jahresdurchschnitts-Temperatur, Jahres-Niederschlag) in vier Klimabereiche gegliedert: feucht-kühl; feucht-warm; trocken-kühl; trocken-warm.

Für die Abundanzen von 12 Insektenordnungen (Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Mecoptera, Neuroptera, Orthoptera, Psocoptera, Thysanoptera) zeigte sich ein signifikanter Einfluss dieser beiden Klimaparameter, wobei sich die Ordnungen in vier Reaktionstypen einteilen ließen.

Auf der Artebene wurden insgesamt 21 446 Käfer-Individuen (822 Arten aus 73 Familien), sowie 5024 Zikaden (59 Arten aus fünf Familien) bestimmt. Für die detaillierte Auswertung wurden die Käfer den vier Gruppen Käfer-gesamt, Buchen-Käfer, phytophage Käfer und xylobionte Käfer zugeordnet. Auf der alpha-Diversitäts-Ebene (beobachtete und erwartete Artenzahl) zeigten sich deutliche Unterschiede in den vier Klimabereichen. Die Varianzpartitionierung veranschaulichte, dass die fünf Gemeinschaften der Käfer und Zikaden neben dem Klima auch durch die geografische Lage der Bestände sowie durch die Bestandesstrukturen beeinflusst werden. Diese drei Parametergruppen und ihre Interaktionen erklärten bis zu 58 % der Gesamtvarianz der Gemeinschaften. Über Ordinationen (CCA) und lineare Modelle wurden signifikante Effekte der Strukturparameter Anzahl der Baumarten, Buchenanteil, Totholz und Anzahl der Biotopbäume auf die Gemeinschaften und die Diversitäten ermittelt. Das rekursive Partitionieren lieferte konkrete Schwellenwerte für diese Parameter, ab denen die Artenzahlen signifikant ansteigen, wie z.B. bei mehr als zwei Baumarten/ha, einem Buchenanteil von mehr als 80 %, mehr als fünf Biotopbäume/ha, sowie

mehr als 12 m³ Totholz/ha. Die Heterozygotie der Buchen hatte dagegen keinen signifikanten Einfluss auf die Artenzahlen.

Die beta-Diversität der fünf Insektengruppen wurde über Mantel-Tests mit den klimatischen, geografischen, strukturellen und genetischen Distanzen in Beziehung gesetzt. Alle vier Distanzmaße korrelierten dabei signifikant positiv mit der beta-Diversität der fünf Gruppen. Die höchsten Korrelationskoeffizienten ergaben sich für die klimatischen und räumlichen Distanzen. Die Artengemeinschaften der Buchen-Käfer waren sich, verglichen mit den anderen vier Gruppen, bei geringen Distanzen am ähnlichsten. Ihre Artenzusammensetzung veränderte sich mit zunehmenden Distanzen am geringsten. Das verdeutlicht die enge Bindung dieser Käferarten an den Lebensraum Buchenwald.

Die vorgelegten Ergebnisse zeigen deutlich, dass bewirtschaftete 80 – 120 jährige Buchenbestände aufgrund ihres Lebensraumpotentials einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der europäischen Insektendiversität leisten können. Dies sollte besonders bei der Entwicklung und der Umsetzung von länderübergreifenden und integrativen Schutzkonzepten berücksichtigt werden.

Summary

Forests play a decisive role in European biodiversity, although most of them are commercially used. Specifically the canopy represents an important habitat for many arthropods. The European countries particularly bears great responsibility for European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests because they are limited to the European continent and closely linked to many other organism.

Thus, the concept of this study was to survey canopy insect-diversity of 24 commercially used, 80 - 120 years old beech forest stands of the habitat type *Asperulo-Fagetum* using flight-interception traps. Study sites, ranging from Neusiedler See in East Austria over the beech core area of Germany to South France and Wales, covered large parts of the actual *F. sylvatica* distribution. On the basis of two climatic parameters (average annual temperature, annual precipitation) the study area was divided into the four climatic regions moist-cool, moist-warm, dry-cool and dry-warm.

The climate parameters showed a significant effect on the abundance of 12 insect-orders (Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Mecoptera, Neuroptera, Orthoptera, Psocoptera, Thysanoptera), whereby they could be divided into four different reaction types.

In total, 21 446 specimens representing 822 beetle species belonging to 73 families and 5024 specimens of 59 cicada species belonging to five families were sampled. For detailed analyses beetles were classified into the four groups all beetles, beetles associated with beech, phytophagous beetles and saproxylic beetles. On alpha-diversity level (observed beetle species and expected number of species) significant differences were found between four climatic regions. Variance partitioning indicated effects of spatial, structural and climatic parameters, whereby these three parameter-sets together explained up to 58 % of the total community variance. Significant effects of structural parameters on insect communities and on expected number of species were detected by ordination (CCA) and linear mixed models. The most important parameters were number of tree species, beech proportion, amount of deadwood and number of habitat trees. Recursive partitioning provided exact threshold values for the significant increase of species number, e.g. tree species > 2/ha, beech proportion > 80 %, habitat trees > 5/ha and deadwood > 12m³/ha. Beech heterozygosity showed no significant effect on insect species number.

Beta-diversity of the five insect communities was correlated with climatic, spatial, structural and genetic distances using Mantel-tests, whereby significant positive correlations were found for all combinations. The highest correlation coefficients were detected for climatic and spatial distances. Compared to the other four groups, beech associated beetle communities were most similar at low distances and their beta-diversity increased less. This emphasizes the strong relationship of these species to beech forest habitats.

The results clearly show that commercially used 80 – 120 years old beech forests contribute to preserving insect diversity in Europe. This should be considered when developing and implementing transnational and integrated conservation programs.

Literaturverzeichnis

- Ali, J.G. & Agrawal, A.A.** (2012). Specialist versus generalist insect herbivores and plant defense. *Trends in Plant Science*, **17**, 293-302.
- Asuka, Y., Tani, N., Tsumura, Y. & Tomaru, N.** (2004). Development and characterization of microsatellite markers for *Fagus crenata* Blume. *Molecular Ecology Notes*, **4**, 101-103.
- Azevedo, R.R. & Krüger, R.F.** (2013). The influence of temperature and humidity on abundance and richness of Calliphoridae (Diptera). *Iheringia Serie Zoologia*, **103**, 145-152.
- Bangert, R.K., Allan, G.J., Turek, R.J., Wimp, G.M., Meneses, N., Martinsen, G.D., Keim, P. & Whitham, T.G.** (2006a). From genes to geography: a genetic similarity rule for arthropod community structure at multiple geographic scales. *Molecular Ecology*, **15**, 4215-4228.
- Bangert, R.K., Turek, R.J., Martinsen, G.D., Wimp, G.M., Bailey, J.K. & Whitham, T.G.** (2005). Benefits of conservation of plant genetic diversity to arthropod diversity. *Conservation Biology*, **19**, 379-390.
- Bangert, R.K., Turek, R.J., Rehill, B., Wimp, G.M., Schweitzer, J.A., Allan, G.J., Bailey, J.K., Martinsen, G.D., Keim, P., Lindroth, R.L. & Whitham, T.G.** (2006b). A genetic similarity rule determines arthropod community structure. *Molecular Ecology*, **15**, 1379-1391.
- Baselga, A.** (2008). Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography*, **31**, 263-271.
- Baselga, A.** (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 134-143.
- Baselga, A. & Jimenez-Valverde, A.** (2007). Environmental and geographical determinants of beta diversity of leaf beetles (Coleoptera : Chrysomelidae) in the Iberian Peninsula. *Ecological Entomology*, **32**, 312-318.
- Baselga, A. & Orme, C.D.L.** (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**, 808-812.
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J. & Leprieur, F.** (2013). betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. **1.3**.
- Basset, Y.** (1988). A composite interception trap for sampling arthropods in tree canopies. *Journal of the Australian Entomological Society*, **27**, 213-219.
- Basset, Y., Cizek, L., Cuenoud, P., Didham, R.K., Guilhaumon, F., Missa, O., Novotny, V., Odegaard, F., Roslin, T., Schmidl, J., Tishechkin, A.K., Winchester, N.N., Roubik, D.W., Aberlenc, H.-P., Bail, J., Barrios, H., Bridle, J.R., Castano-Meneses, G., Corbara, B., Curletti, G., da Rocha, W.D., de Bakker, D., Delabie, J.H.C., Dejean, A., Fagan, L.L., Floren, A., Kitching, R.L., Medianero, E., Miller, S.E., de Oliveira, E.G., Orivel, J., Pollet, M., Rapp, M., Ribeiro, S.P., Roisin, Y., Schmidt, J.B., Sorensen, L. & Leponce, M.** (2012). Arthropod Diversity in a Tropical Forest. *Science*, **338**, 1481-1484.
- Basset, Y., Novotny, V., Miller, S.E. & Kitching, R.L.** (2003). Arthropods of tropical forests : spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy. Cambridge University Press, Cambridge.
- Basualdo, C.V.** (2011). Choosing the best non-parametric richness estimator for benthic macroinvertebrates databases. *Revista de la Sociedad Entomologica Argentina*, **70**, 27-38.
- Batary, P., Fronczek, S., Normann, C., Scherber, C. & Tscharrntke, T.** (2014). How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management*, **319**, 44-50.

- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S.** (2013). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. **1.0-5**.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt & Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft** (2010). Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern, pp. 165, Augsburg & Freising-Weißenstephan.
- Bernhardsson, C., Robinson, K.M., Abreu, I.N., Jansson, S., Albrechtsen, B.R. & Ingvarsson, P.K.** (2013). Geographic structure in metabolome and herbivore community co-occurs with genetic structure in plant defence genes. *Ecology Letters*, **16**, 791-798.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H. & White, J.S.S.** (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, **24**, 127-135.
- Bolte, A., Czajkowski, T. & Kompa, T.** (2007). The north-eastern distribution range of European beech—a review. *Forestry*, **80**, 413-429.
- Bouget, C., Larrieu, L. & Brin, A.** (2014). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, **36**, 656-664.
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B. & Parmain, G.** (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, **22**, 2111-2130.
- Boulter, S.L., Lambkin, C.L. & Starick, N.T.** (2011). Assessing the abundance of seven major arthropod groups along an altitudinal gradient and across seasons in subtropical rainforest. *Memoirs of the Queensland Museum*, **55**, 303-313.
- Brunet, J., Fritz, Ö. & Richnau, G.** (2010). Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, **53**, 77-94.
- Brunet, J. & Isacson, G.** (2009). Influence of snag characteristics on saproxylic beetle assemblages in a south Swedish beech forest. *Journal of Insect Conservation*, **13**, 515-528.
- Brustel, H.** (2004). Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. *Colleciton dossiers forestiers*, **13**, 1-297.
- Burnham, K.P. & Overton, W.S.** (1979). Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, **60**, 927-936.
- Buse, J., Schröder, B. & Assmann, T.** (2007). Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation*, **137**, 372-381.
- Cale, J.A., McNulty, S.A., Teale, S.A. & Castello, J.D.** (2013). The impact of beech thickets on biodiversity. *Biological Invasions*, **15**, 699-706.
- Campos, W.G., Pereira, D.B.S. & Schöreder, J.H.** (2000). Comparison of the efficiency of flight-interception trap models for sampling Hymenoptera and other insects. *Anais da Sociedade Entomologica do Brasil*, **29**, 381-389.
- Castagneyrol, B., Lagache, L., Giffard, B., Kremer, A. & Jactel, H.** (2012). Genetic Diversity Increases Insect Herbivory on Oak Saplings. *Plos One*, **7**.
- Chao, A.** (1984). Nonparametric- estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, **11**, 265-270.
- Chao, A.** (1987). Estimating the population-size for capture recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, **43**, 783-791.
- Chao, A., Ma, M.C. & Yang, M.C.K.** (1993). Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrika*, **80**, 193-201.

- Choi, S.-W.** (2008). Effects of weather factors on the abundance and diversity of moths in a temperate deciduous mixed forest of Korea. *Zoological Science*, **25**, 53-58.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Odor, P., Standovar, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. & Vrska, T.** (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, **210**, 267-282.
- Chumaka, V., Obrist, M.K., Morettib, M. & Duellib, P.** (2014). Arthropod diversity in pristine vs. managed beech forests in Transcarpathia (Western Ukraine). *Global Ecology and Conservation*, **3**, 72-82.
- Clinton, B.D., Boring, L.R. & Swank, W.T.** (1993). Canopy gap characteristics and drought influences in oak forests of the Coweeta basin. *Ecology*, **74**, 1551-1558.
- Colwell, R.K., Mao, C.X. & Chang, J.** (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, **85**, 2717-2727.
- Commarmot, B., Bachofen, H., Bundziak, Y., A., B., Ramp, B., Shparyk, Y., Sukhariuk, D., Viter, R. & Zingg, A.** (2005). Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *For. Snow Landsc. Res.*, **79**, 1/2, 45-56.
- Cook-Patton, S.C., McArt, S.H., Parachnowitsch, A.L., Thaler, J.S. & Agrawal, A.A.** (2011). A direct comparison of the consequences of plant genotypic and species diversity on communities and ecosystem function. *Ecology*, **92**, 915-923.
- Cornell, H.V. & Lawton, J.H.** (1992). Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities - a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, **61**, 1-12.
- Crawford, K.M., Crutsinger, G.M. & Sanders, N.J.** (2007). Host-plant genotypic diversity mediates the distribution of an ecosystem engineer. *Ecology*, **88**, 2114-2120.
- Crutsinger, G.M., Collins, M.D., Fordyce, J.A., Gompert, Z., Nice, C.C. & Sanders, N.J.** (2006). Plant genotypic diversity predicts community structure and governs an ecosystem process. *Science*, **313**, 966-968.
- Crutsinger, G.M., Reynolds, W.N., Classen, A.T. & Sanders, N.J.** (2008). Disparate effects of plant genotypic diversity on foliage and litter arthropod communities. *Oecologia*, **158**, 65-75.
- Davies, Z.G., Tyler, C., Stewart, G.B. & Pullin, A.S.** (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 209-234.
- de Jong, Y.S.D.M.e.** (2013). Fauna Europaea version 2.6. . <http://www.faunaeur.org>.
- De Souza, A.R., Venancio, D.F.A., Zanuncio, J.C. & Prezoto, F.** (2011). Sampling Methods for Assessing Social Wasps Species Diversity in a Eucalyptus Plantation. *Journal of Economic Entomology*, **104**, 1120-1123.
- Dial, R.J., Ellwood, M.D.F., Turner, E.C. & Foster, W.A.** (2006). Arthropod abundance, canopy structure, and microclimate in a Bornean lowland tropical rain forest. *Biotropica*, **38**, 643-652.
- Dungey, H.S., Potts, B.M., Whitham, T.G. & Li, H.F.** (2000). Plant genetics affects arthropod community richness and composition: Evidence from a synthetic eucalypt hybrid population. *Evolution*, **54**, 1938-1946.
- Entling, M.H., Schweiger, O., Bacher, S., Espadaler, X., Hickler, T., Kumschick, S., Woodcock, B.A. & Nentwig, W.** (2012). Species Richness-Environment Relationships of European Arthropods at Two Spatial Grains: Habitats and Countries. *Plos One*, **7**.
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R. & Nentwig, W.** (2007). Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 440-448.
- EUFORGEN** (2013). European Forest Genetic Resources Programme, <http://www.euforgen.org/distribution-maps/>.

- European Commission** (2007). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206, 22.7.1992, p. 7).
- European Council** (1979). Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild bird. In OJ L, Vol. 103, pp. 1-18.
- European Council** (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. In OJ L, Vol. 206, pp. 7–50.
- European Topic Centre on Biological Diversity** (2009). Habitats Directive Article 17 Reporting. European Environment Agency.
- Evans, D.** (2012). Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservation*, **1**, 11-26.
- Evans, D. & Arvela, M.** (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive - Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012, European Topic Centre on Biological Diversity.
- Eyre, M.D., Rushton, S.P., Luff, M.L. & Telfer, M.G.** (2005). Investigating the relationships between the distribution of British ground beetle species (Coleoptera, Carabidae) and temperature, precipitation and altitude. *Journal of Biogeography*, **32**, 973-983.
- FAO** (2011). State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Fiedler, K. & Truxa, C.** (2012). Species richness measures fail in resolving diversity patterns of speciose forest moth assemblages. *Biodiversity and Conservation*, **21**, 2499-2508.
- Floren, A.** (2012). The importance of canopy research for understanding ecosystem functioning. In *Mitteilungen Der Deutschen Gesellschaft Fur Allgemeine Und Angewandte Entomologie*, Bd 18 (ed. by S. Handel), Vol. 18, pp. 373-381.
- Floren, A. & Schmidl, J.e.** (2008). Canopy arthropod research in Europe bioform entomology, Nuremberg.
- FOREST EUROPE, UNECE & FAO.** (2011). State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.
- Fox, J.** (2003). Effect Displays in R for Generalised Linear Models. *Journal of Statistical Software*, **8**, 1-27.
- Fox, J. & Weisberg, S.** (2011). An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition, 2 edn. Sage, Thousand Oaks CA.
- Frenzel, M. & Brandl, R.** (2001). Hosts as habitats: faunal similarity of phytophagous insects between host plants. *Ecological Entomology*, **26**, 594-601.
- Freude, H., Harde, K. & Lohse, G.A.** (1964-1983). Die Käfer Mitteleuropas Goecke & Evers, Krefeld.
- Fritz, R.S.** (1990). Effects of genetic and environmental variation on resistance of willow to sawflies. *Oecologia*, **82**, 325-332.
- Fritz, R.S. & Price, P.W.** (1988). Genetic-variation among plant and insect community structure - willows and sawflies. *Ecology*, **69**, 845-856.
- Fukuyama, K., Maeto, K. & Kirton, L.G.** (1994). Field tests of a balloon-suspended trap system for studying insects in the canopy of tropical rainforests. *Ecological Research*, **9**, 357-360.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Greenwood, J.J.D., Gregory, R.D., Quinn, R.M. & Lawton, J.H.** (2000). Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 39-59.
- Gering, J.C. & Crist, T.O.** (2002). The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters*, **5**, 433-444.

- Gering, J.C., Crist, T.O. & Veech, J.A.** (2003). Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, **17**, 488-499.
- Gessler, A., Schneider, S., Weber, P., Hanemann, U. & Rennenberg, H.** (1998). Soluble N compounds in trees exposed to high loads of N: a comparison between the roots of Norway spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) trees grown under field conditions. *New Phytologist*, **138**, 385-399.
- Godfray, H.C.J., Lewis, O.T. & Memmott, J.** (1999). Studying insect diversity in the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **354**, 1811-1824.
- Gossner, M.M., Chao, A., Bailey, R.I. & Prinzing, A.** (2009). Native fauna on exotic trees: phylogenetic conservatism and geographic contingency in two lineages of phytophages on two lineages of trees (vol 173, pg 599, 2009). *American Naturalist*, **174**, 753-753.
- Gossner, M.M., Floren, A., Weisser, W.W. & Linsenmair, K.E.** (2013a). Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management*, **302**, 404-413.
- Gossner, M.M., Fonseca, C.R., Pasalic, E., Türke, M., Lange, M. & Weisser, W.W.** (2014). Limitations to the use of arthropods as temperate forests indicators. *Biodiversity and Conservation*, **23**, 945-962.
- Gossner, M.M., Getzin, S., Lange, M., Pasalic, E., Türke, M., Wiegand, K. & Weisser, W.W.** (2013b). The importance of heterogeneity revisited from a multiscale and multitaxa approach. *Biological Conservation*, **166**, 212-220.
- Gossner, M.M., Lachat, T., Brunet, J., Isacson, G., Bouget, C., Brustel, H., Brandl, R., Weisser, W.W. & Müller, J.** (2013c). Current Near-to-Nature Forest Management Effects on Functional Trait Composition of Saproxyllic Beetles in Beech Forests. *Conservation Biology*, **27**, 605-614.
- Gossner, M.M. & Müller, J.** (2011). The influence of species traits and q-metrics on scale-specific beta-diversity components of arthropod communities of temperate forests. *Landscape Ecology*, **26**, 411-424.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K.** (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**, 379-391.
- Hamilton, A.J., Basset, Y., Benke, K.K., Grimbacher, P.S., Miller, S.E., Novotny, V., Samuelson, G.A., Stork, N.E., Weiblen, G.D. & Yen, J.D.L.** (2010). Quantifying Uncertainty in Estimation of Tropical Arthropod Species Richness. *American Naturalist*, **176**, 90-95.
- Hardersen, S., Curletti, G., Leseigneur, L., Platia, G., Liberti, G., Leo, P., Cornacchia, P. & Gatti, E.** (2014). Spatio-temporal analysis of beetles from the canopy and ground layer in an Italian lowland forest. *Bulletin of Insectology*, **67**, 87-97.
- Hijii, N., Umeda, Y. & Mizutani, M.** (2001). Estimating density and biomass of canopy arthropods in coniferous plantations: an approach based on a tree-dimensional parameter. *Forest Ecology and Management*, **144**, 147-157.
- Hirao, T., Murakami, M., Kashizaki, A. & Tanabe, S.-I.** (2007). Additive apportioning of lepidopteran and coleopteran species diversity across spatial and temporal scales in a cool-temperate deciduous forest in Japan. *Ecological Entomology*, **32**, 627-636.
- Hjalten, J., Stenbacka, F., Pettersson, R.B., Gibb, H., Johansson, T., Danell, K., Ball, J.P. & Hilszczanski, J.** (2012). Micro and Macro-Habitat Associations in Saproxyllic Beetles: Implications for Biodiversity Management. *Plos One*, **7**.
- Horak, J. & Pavlicek, J.** (2013). Tree level indicators of species composition of saproxyllic beetles in old-growth mountainous spruce-beech forest through variation partitioning. *Journal of Insect Conservation*, **17**, 1003-1009.
- Hothorn, T., Hornik, K. & Zeileis, A.** (2006). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, **15**, 651-674.

- Hsieh, Y.-L. & Linsenmair, K.E.** (2011). Underestimated spider diversity in a temperate beech forest. *Biodiversity and Conservation*, **20**, 2953-2965.
- Hughes, A.R., Inouye, B.D., Johnson, M.T.J., Underwood, N. & Vellend, M.** (2008). Ecological consequences of genetic diversity. *Ecology Letters*, **11**, 609-623.
- Humans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A.** (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**, 1965-78.
- Hunter, M.L., Jr.** (2002). Fundamentals of conservation biology, 2 edn. Blackwell Science, Massachusetts, U.S.A.
- Huntzinger, M., Karban, R., Young, T.P. & Palmer, T.M.** (2004). Relaxation of induced indirect defenses of acacias following exclusion of mammalian herbivores. *Ecology*, **85**, 609-614.
- Hyvarinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P.** (2006a). A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling Coleoptera. *European Journal of Entomology*, **103**, 397-407.
- Hyvarinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P.** (2006b). Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology*, **20**, 1711-1719.
- Irmiler, U., Arp, H. & Notzold, R.** (2010). Species richness of saproxylic beetles in woodlands is affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect Conservation*, **14**, 227-235.
- Iserbyt, S. & Rasmont, P.** (2012). The effect of climatic variation on abundance and diversity of bumblebees: a ten years survey in a mountain hotspot. *Annales De La Societe Entomologique De France*, **48**, 261-273.
- Ishii, H.T., Tanabe, S. & Hiura, T.** (2004). Exploring the Relationships Among Canopy Structure, Stand Productivity, and Biodiversity of Temperate Forest Ecosystems. *Forest Science*, **50**, 342-355(14).
- Janssen, P., Fortin, D. & Hebert, C.** (2009). Beetle diversity in a matrix of old-growth boreal forest: influence of habitat heterogeneity at multiple scales. *Ecography*, **32**, 423-432.
- Jelaska, L.S., Dumbovic, V. & Kucinic, M.** (2011). Carabid beetle diversity and mean individual biomass in beech forests of various ages. *Zookeys*, 393-405.
- Jia, Y., Zhao, X. & Meng, Q.** (2010). Effects of Temperature and Rainfall on Composition and Diversity of Butterflies in Broad-leaved and Korean Pine Mixed Forests in the Changbai Mountains, China. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, **16**, 7-12.
- Jimenez-Valverde, A., Baselga, A., Melic, A. & Txasko, N.** (2010). Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conservation and Diversity*, **3**, 51-60.
- Johnson, M.T.J. & Agrawal, A.A.** (2005). Plant genotype and environment interact to shape a diverse arthropod community on evening primrose (*Oenothera biennis*). *Ecology*, **86**, 874-885.
- Johnson, M.T.J., Lajeunesse, M.J. & Agrawal, A.A.** (2006). Additive and interactive effects of plant genotypic diversity on arthropod communities and plant fitness. *Ecology Letters*, **9**, 24-34.
- Kampichler, C. & Teschner, M.** (2002). The spatial distribution of leaf galls of *Mikiola fagi* (Diptera : Cecidomyiidae) and *Neuroterus quercusbaccarum* (Hymenoptera : Cynipidae) in the canopy of a Central European mixed forest. *European Journal of Entomology*, **99**, 79-84.
- Kampichler, C., Teschner, M., Klein, S. & Koerner, C.** (2008). Effects of 4 years Of CO₂ enrichment on the abundance of leaf-galls and leaf-mines in mature oaks. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, **34**, 139-146.
- Kjelvik, S.** (1975). Primary plant production on the land its magnitude and distribution for different types of vegetation. *Blyttia*, **33**, 213-221.

- Knapp, H.D.** (2008). Naturerbe Buchenwälder: Situationsanalyse und Handlungserfordernisse/ Erarb. in der Arbeitsgruppe "Buchenwälder" durch Hans D. Knapp (Red.) [et al.] Bundesamt für Naturschutz.
- Knight, A.L.** (2000). Monitoring codling moth (Lepidoptera : Tortricidae) with passive interception traps in sex pheromone-treated apple orchards. *Journal of Economic Entomology*, **93**, 1744-1751.
- Kowalski, E., Gossner, M.M., Türke, M., Lange, M., Veddeler, D., Hessenmoeller, D., Schulze, E.-D. & Weisser, W.W.** (2011). The use of forest inventory data for placing flight-interception traps in the forest canopy. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, **140**, 35-44.
- Kuria, S.K., Villet, M.H., Palmer, T.M. & Stanton, M.L.** (2010). A comparison of two sampling methods for surveying mammalian herbivore impacts on beetle communities in the canopy of *Acacia drepanolobium* in Kenya. *African Entomology*, **18**, 87-98.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M.M., Bussler, H., Isacson, G. & Müller, J.** (2012). Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, **23**, 323-331.
- Lacki, M.J., Hayes, J.P. & Kurta, A.** (2007). Bats in Forests: Conservation and Management.
- Lamarre, G.P.A., Molto, Q., Fine, P.V.A. & Baraloto, C.** (2012). A comparison of two common flight interception traps to survey tropical arthropods. *Zookeys*, 43-55.
- Lande, R.** (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, **76**, 5-13.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. & Bouget, C.** (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, **11**, 1027-1039.
- Leather, S.R.** (2013). Institutional vertebratism hampers insect conservation generally; not just saproxylic beetle conservation. *Animal Conservation*, **16**, 379-380.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P.R.** (2005). Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, **75**, 435-450.
- Legendre, P. & Fortin, M.J.** (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, **80**, 107-138.
- Lewis, K.J.** (1997). Growth reduction in spruce infected by *Inonotus tomentosus* in central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, **27**, 1669-1674.
- Leyer, I. & Wesche, K.** (2009). *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung*. 1. Aufl. 2007. Korr. Nachdruck. Springer, Berlin.
- Lieth, H. & Box, E.** (1977). The gross primary productivity pattern of the land vegetation a 1st attempt. *Tropical Ecology*, **18**, 109-115.
- Lim, G.S., Balke, M. & Meier, R.** (2012). Determining Species Boundaries in a World Full of Rarity: Singletons, Species Delimitation Methods. *Systematic Biology*, **61**, 165-169.
- Lobo, J.M. & Martin-Piera, F.** (1999). Between-group differences in the Iberian dung beetle species-area relationship (Coleoptera : Scarabaeidae). *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, **20**, 587-597.
- Lowman, M.D. & Rinker, H.B.** (2004). *Forest Canopies*, 2 edn., Burlington, MA, USA.
- Lowman, M.D. & Wittman, P.K.** (1996). Forest canopies: Methods, hypotheses, and future directions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**, 55-81.
- Luff, M.L.** (1998). Provisional atlas of the ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of Britain, Huntington: Biological Records Centre.

- Maiorano, L., Falcucci, A., Garton, E.O. & Boitani, L.** (2007). Contribution of the natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy. *Conservation Biology*, **21**, 1433-1444.
- Majer, J.D. & Recher, H.F.** (1988). Invertebrate communities on western australian eucalypts - a comparison of branch clipping and chemical knockdown procedures. *Australian Journal of Ecology*, **13**, 269-278.
- Manuilova, E., Schützenmeister, A. & Model, F.** (2014). mcr: Method Comparison Regression., **1.2.1**.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J.** (2000). Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, **94**, 199-209.
- Matsubayashi, K.W., Ohshima, I. & Nosil, P.** (2010). Ecological speciation in phytophagous insects. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, **134**, 1-27.
- Memmott, J., Fowler, S.V., Paynter, Q., Sheppard, A.W. & Syrett, P.** (2000). The invertebrate fauna on broom, *Cytisus scoparius*, in two native and two exotic habitats. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, **21**, 213-222.
- Mette, T., Dolos, K., Meinardus, C., Bräuning, A., Reineking, B., Blaschke, M., Pretzsch, H., Beierkuhnlein, C., Gohlke, A. & Wellstein, C.** (2013). Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. *Ecosphere*, **4**.
- Mico, E., Garcia-Lopez, A., Brustel, H., Padilla, A. & Galante, E.** (2013). Explaining the saproxylic beetle diversity of a protected Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation*, **22**, 889-904.
- Mitchell, A.W.** (1989). *The enchanted canopy : secrets from the rainforest roof* Fontana, London.
- Moir, M.L., Vesk, P.A., Brennan, K.E.C., Keith, D.A., Hughes, L. & McCarthy, M.A.** (2010). Current Constraints and Future Directions in Estimating Coextinction. *Conservation Biology*, **24**, 682-690.
- Müller, J., Brunet, J., Brin, A., Bouget, C., Brustel, H., Bussler, H., Forster, B., Isacson, G., Kohler, F., Lachat, T. & Gossner, M.M.** (2012). Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxylic beetles for the conservation of European Beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, **6**, 162-169.
- Müller, J., Bussler, H. & Kneib, T.** (2008). Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 107-124.
- Müller, J. & Gossner, M.M.** (2010). Three-dimensional partitioning of diversity informs state-wide strategies for the conservation of saproxylic beetles. *Biological Conservation*, **143**, 625-633.
- Müller, J., Jarzabek-Müller, A., Bussler, H. & Gossner, M.M.** (2014). Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Animal Conservation*, **17**, 154-162.
- Nei, M.** (1972). Genetic distance between populations. *American Naturalist*, **106**, 283-&.
- Nickel, H. & Remane, R.** (2003). Verzeichnis der Zikaden (Auchenorrhyncha) der Bundesländer Deutschlands. *Entomofauna Germanica*, **6**, 130-154.
- Nooten, S.S., Andrew, N.R. & Hughes, L.** (2014). Potential Impacts of Climate Change on Insect Communities: A Transplant Experiment. *Plos One*, **9**.
- Novotny, V. & Basset, Y.** (2005). Review - Host specificity of insect herbivores in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **272**, 1083-1090.
- Novotny, V., Basset, Y., Miller, S.E., Weiblen, G.D., Bremer, B., Cizek, L. & Drozd, P.** (2002). Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature*, **416**, 841-844.
- Oberdorfer, E.** (2001). *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. 8., stark überarb. und erg. Aufl. Ulmer, Stuttgart.

- Odegaard, F.** (2000). The relative importance of trees versus lianas as hosts for phytophagous beetles (Coleoptera) in tropical forests. *Journal of Biogeography*, **27**, 283-296.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H.** (2013). *Vegan: Community Ecology Package*. **2.0-10**.
- Opermanis, O., MacSharry, B., Aunins, A. & Sipkova, Z.** (2012). Connectedness and connectivity of the Natura 2000 network of protected areas across country borders in the European Union. *Biological Conservation*, **153**, 227-238.
- Ozanne, C.M.P., Anhof, D., Boulter, S.L., Keller, M., Kitching, R.L., Korner, C., Meinzer, F.C., Mitchell, A.W., Nakashizuka, T., Dias, P.L.S., Stork, N.E., Wright, S.J. & Yoshimura, M.** (2003). Biodiversity meets the atmosphere: A global view of forest canopies. *Science*, **301**, 183-186.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Roemermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Teresa Sebastia, M., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. & Virtanen, R.** (2010). Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, **24**, 101-112.
- Parmain, G., Dufrene, M., Brin, A. & Bouget, C.** (2013). Influence of sampling effort on saproxylic beetle diversity assessment: implications for insect monitoring studies in European temperate forests. *Agricultural and Forest Entomology*, **15**, 135-145.
- Pastorelli, R., Smulders, M.J.M., Van't Westende, W.P.C., Vosman, B., Giannini, R., Vettori, C. & Vendramin, G.G.** (2003). Characterization of microsatellite markers in *Fagus sylvatica* L. and *Fagus orientalis* Lipsky. *Molecular Ecology Notes*, **3**, 76-78.
- Pearce, J.L. & Venier, L.A.** (2006). The use of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators*, **6**, 780-793.
- Pfeiffer, M. & Mezger, D.** (2012). Biodiversity Assessment in Incomplete Inventories: Leaf Litter Ant Communities in Several Types of Bornean Rain Forest. *Plos One*, **7**.
- Pinotti, B.T., Pagotto, C.P. & Pardini, R.** (2012). Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. *Forest Ecology and Management*, **283**, 119-127.
- Pohl, G.R., Langor, D.W. & Spence, J.R.** (2007). Rove beetles and ground beetles (Coleoptera : Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. *Biological Conservation*, **137**, 294-307.
- Poulin, R.** (2003). The decay of similarity with geographical distance in parasite communities of vertebrate hosts. *Journal of Biogeography*, **30**, 1609-1615.
- Pretzsch, H., Bielak, K., Block, J., Bruchwald, A., Dieler, J., Ehrhart, H.-P., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zasada, M. & Zingg, A.** (2013). Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *European Journal of Forest Research*, **132**, 263-280.
- Progar, R.A. & Schowalter, T.D.** (2002). Canopy arthropod assemblages along a precipitation and latitudinal gradient among Douglas-fir *Pseudotsuga menziesii* forests in the Pacific Northwest of the United States. *Ecography*, **25**, 129-138.
- R Core Team** (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Remm, J. & Lohmus, A.** (2011). Tree cavities in forests - The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, **262**, 579-585.

- Reyer, C., Lasch-Born, P., Suckow, F., Gutsch, M., Murawski, A. & Pilz, T.** (2014). Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Annals of Forest Science*, **71**, 211-225.
- Ricklefs, R.E.** (1987). Community diversity - relative roles of local and regional processes. *Science*, **235**, 167-171.
- Ricklefs, R.E.** (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, **7**, 1-15.
- Röder, J., Bässler, C., Brandl, R., Dvorak, L., Floren, A., Gossner, M.M., Gruppe, A., Jarzabek-Müller, A., Vojtech, O., Wagner, C. & Müller, J.** (2010). Arthropod species richness in the Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) canopy along an elevation gradient. *Forest Ecology and Management*, **259**, 1513-1521.
- Rossi, J.-P.** (2011). rich: an R package to analyse species richness. *Diversity*, **3**(1), 112-120.
- Rowntree, J.K., Cameron, D.D. & Preziosi, R.F.** (2011). Genetic variation changes the interactions between the parasitic plant-ecosystem engineer *Rhinanthus* and its hosts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **366**, 1380-1388.
- Russo, D., Cistrone, L. & Garonna, A.P.** (2011). Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation*, **15**, 685-693.
- Sachs, L.** (2004). *Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden*. Springer.
- Scherber, C., Vockenhuber, E.A., Stark, A., Meyer, H. & Tschardtke, T.** (2014). Effects of tree and herb biodiversity on Diptera, a hyperdiverse insect order. *Oecologia*, **174**, 1387-1400.
- Selkoe, K.A. & Toonen, R.J.** (2006). Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. *Ecology Letters*, **9**, 615-629.
- Serramo Lopez, L.C., de Aguiar Fracasso, M.P., Mesquita, D.O., Torre Palma, A.R. & Riul, P.** (2012). The relationship between percentage of singletons and sampling effort: A new approach to reduce the bias of richness estimates. *Ecological Indicators*, **14**, 164-169.
- Shurin, J.B. & Srivastava, D.S.** (2005). New perspectives on local and regional diversity - Beyond saturation. *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*, 399-417.
- Simpson, E.H.** (1949). Measurement of diversity. *Nature*, **163**, 688-688.
- Smouse, P.E., Long, J.C. & Sokal, R.R.** (1986). Multiple-regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. *Systematic Zoology*, **35**, 627-632.
- Sobek, S., Gossner, M.M., Scherber, C., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T.** (2009a). Tree diversity drives abundance and spatiotemporal beta-diversity of true bugs (Heteroptera). *Ecological Entomology*, **34**, 772-782.
- Sobek, S., Steffan-Dewenter, I., Scherber, C. & Tschardtke, T.** (2009b). Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions*, **15**, 660-670.
- Sobek, S., Tschardtke, T., Scherber, C., Schiele, S. & Steffan-Dewenter, I.** (2009c). Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management*, **258**, 609-615.
- Sorensen, L.L.** (2004). Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 437-452.
- Sørensen, T.A.** (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter*, **5**, 1-34.

- Southwood, T.R.E., Wint, G.R.W., Kennedy, C.E.J. & Greenwood, S.R.** (2004). Seasonality, abundance, species richness and specificity of the phytophagous guild of insects on oak (*Quercus*) canopies. *European Journal of Entomology*, **101**, 43-50.
- Speight, M.C.D.** (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation (ed. by C.o. Europe), Vol. 42, pp. 1-79. Council of Europe, Nature and Environment series.
- Speight, M.R., Hunter, M.D. & Watt, A.D.** (1999). *Ecology of Insects: Concepts and Applications* Blackwell Science.
- Spellerberg, I.F. & Fedor, P.J.** (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography*, **12**, 177-179.
- Srinivasa, Y.B., Kumar, A.N.A. & Prathapan, K.D.** (2004). Canopy arthropods of *Vateria indica* L. and *Dipterocarpus indicus* Bedd. in the rainforests of Western Ghats, South India. *Current Science*, **86**, 1420-1426.
- Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D. & Kadmon, R.** (2006). Environment, dispersal and patterns of species similarity. *Journal of Biogeography*, **33**, 1044-1054.
- Stork, N.E. & Hammond, P.M.** (2013). Species richness and temporal partitioning in the beetle fauna of oak trees (*Quercus robur* L.) in Richmond Park, UK. *Insect Conservation and Diversity*, **6**, 67-81.
- Strong, D.R. & Levin, D.A.** (1979). Species richness of plant parasites and growth form of their hosts. *American Naturalist*, **114**, 1-22.
- Suckling, D.M., Burnip, G.M., Gibb, A.R., Stavely, F.J.L., Wratten, S.D. & New Zealand Plant Protect Soc, I.N.C.** (1996). Comparison of suction and beating tray sampling for apple pests and their natural enemies.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Birkemoe, T.** (2009). What window traps can tell us: effect of placement, forest openness and beetle reproduction in retention trees. *Journal of Insect Conservation*, **13**, 183-191.
- Tanaka, K., Tsumura, Y. & Nakamura, T.** (1999). Development and polymorphism of microsatellite markers for *Fagus crenata* and the closely related species, *F. japonica*. *Theoretical and Applied Genetics*, **99**, 11-15.
- Tegel, W., Seim, A., Hakelberg, D., Hoffmann, S., Panev, M., Westphal, T. & Buntgen, U.** (2014). A recent growth increase of European beech (*Fagus sylvatica* L.) at its Mediterranean distribution limit contradicts drought stress. *European Journal of Forest Research*, **133**, 61-71.
- Ter Braak, C.J.F.** (1986). Canonical correspondence-analysis - a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**, 1167-1179.
- Terlizzi, A., Anderson, M.J., Bevilacqua, S. & Ugland, K.I.** (2014). Species-accumulation curves and taxonomic surrogates: an integrated approach for estimation of regional species richness. *Diversity and Distributions*, **20**, 356-368.
- Tetard-Jones, C., Kertesz, M.A., Gallois, P. & Preziosi, R.F.** (2007). Genotype-by-genotype interactions modified by a third species in a plant-insect system. *American Naturalist*, **170**, 492-499.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F.** (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**, 79-92.
- Tovar-Sanchez, E., Valencia-Cuevas, L., Castillo-Mendoza, E., Mussali-Galante, P., Perez-Ruiz, R.V. & Mendoza, A.** (2013). Association between individual genetic diversity of two oak host species and canopy arthropod community structure. *European Journal of Forest Research*, **132**, 165-179.
- Tuomisto, H.** (2010). A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, **33**, 2-22.

- Tylianakis, J.M., Klein, A.M., Lozada, T. & Tschardtke, T.** (2006). Spatial scale of observation affects alpha, beta and gamma diversity of cavity-nesting bees and wasps across a tropical land-use gradient. *Journal of Biogeography*, **33**, 1295-1304.
- Ulyshen, M.D.** (2011). Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: Implications for conservation-oriented management. *Forest Ecology and Management*, **261**, 1479-1489.
- Ulyshen, M.D. & Hanula, J.L.** (2007). A comparison of the beetle (Coleoptera) fauna captured at two heights above the ground in a North American temperate deciduous forest. *American Midland Naturalist*, **158**, 260-278.
- Ulyshen, M.D. & Hanula, J.L.** (2009). Habitat associations of saproxylic beetles in the southeastern United States: A comparison of forest types, tree species and wood postures. *Forest Ecology and Management*, **257**, 653-664.
- Vehvilainen, H., Koricheva, J. & Ruohomaki, K.** (2008). Effects of stand tree species composition and diversity on abundance of predatory arthropods. *Oikos*, **117**, 935-943.
- Villalpando, S.N., Williams, R.S. & Norby, R.J.** (2009). Elevated air temperature alters an old-field insect community in a multifactor climate change experiment. *Global Change Biology*, **15**, 930-942.
- Vodka, S. & Cizek, L.** (2013). The effects of edge-interior and understory-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. *Forest Ecology and Management*, **304**, 33-41.
- Vornam, B., Decarli, N. & Gailing, O.** (2004). Spatial distribution of genetic variation in a natural beech stand (*Fagus sylvatica* L.) based on microsatellite markers. *Conservation Genetics*, **5**, 561-570.
- Walentowski, H., Ewald, J., Fischer, A., Kölling, C. & Türk, W.** (2004). Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- Wallace, J.R.** (2012). Imap: Interactive Mapping., **1.32**.
- Wardhaugh, C.W.** (2013). Estimation of biomass from body length and width for tropical rainforest canopy invertebrates. *Australian Journal of Entomology*, **52**, 291-298.
- Wardhaugh, C.W., Stork, N.E. & Edwards, W.** (2013a). Specialization of rainforest canopy beetles to host trees and microhabitats: not all specialists are leaf-feeding herbivores. *Biological Journal of the Linnean Society*, **109**, 215-228.
- Wardhaugh, C.W., Stork, N.E., Edwards, W. & Grimbacher, P.S.** (2013b). Insects on flowers: The unexpectedly high biodiversity of flower-visiting beetles in a tropical rainforest canopy. *Communicative & integrative biology*, **6**, e22509-e22509.
- Wei, S.G., Li, L., Walther, B.A., Ye, W.H., Huang, Z.L., Cao, H.L., Lian, J.Y., Wang, Z.G. & Chen, Y.Y.** (2010). Comparative performance of species-richness estimators using data from a subtropical forest tree community. *Ecological Research*, **25**, 93-101.
- Werner, S.M., Nordheim, E.V. & Raffa, K.F.** (2004). Comparison of methods for sampling Thysanoptera on basswood (*Tilia americana* L.) trees in mixed northern hardwood deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, **201**, 327-334.
- Whitham, T.G., Martinsen, G.D., Floate, K.D., Dungey, H.S., Potts, B.M. & Keim, P.** (1999). Plant hybrid zones affect biodiversity: Tools for a genetic-based understanding of community structure. *Ecology*, **80**, 416-428.
- Whittaker, R.H.** (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, **30**, 279-338.
- Whittaker, R.H.** (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**, 213-251.

- Whittaker, R.J., Noguez-Bravo, D. & Araujo, M.B.** (2007). Geographical gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins et al. (2003) using European data for five taxa. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 76-89.
- Wilkie, K.T.R., Mertl, A.L. & Traniello, J.F.A.** (2010). Species Diversity and Distribution Patterns of the Ants of Amazonian Ecuador. *Plos One*, **5**.
- Wimp, G.M., Martinsen, G.D., Floate, K.D., Bangert, R.K. & Whitham, T.G.** (2005). Plant genetic determinants of arthropod community structure and diversity. *Evolution*, **59**, 61-69.
- Winter, S. & Möller, G.C.** (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, **255**, 1251-1261.
- Work, T.T., Koivula, M., Klimaszewski, J., Langor, D., Spence, J., Sweeney, J. & Hebert, C.** (2008). Evaluation of carabid beetles as indicators of forest change in Canada. *Canadian Entomologist*, **140**, 393-414.
- Zehetmair, T., Müller, J., Runkel, V., Stahlschmidt, P., Winter, S., Zharov, A. & Gruppe, A.** (2014). Poor effectiveness of Natura 2000 beech forests in protecting forest-dwelling bats. *Journal for Nature Conservation*, **23**, 53-60.
- Zehetmair, T., Müller, J., Zharov, A. & Gruppe, A.** (2015). Effects of Natura 2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, **8**, 193-204
- Zytynska, S.E., Fleming, S., Tetard-Jones, C., Kertesz, M.A. & Preziosi, R.F.** (2010). Community genetic interactions mediate indirect ecological effects between a parasitoid wasp and rhizobacteria. *Ecology*, **91**, 1563-1568.
- Zytynska, S.E., Frantz, L., Hurst, B., Johnson, A., Preziosi, R.F. & Rowntree, J.K.** (2014). Host-plant genotypic diversity and community genetic interactions mediate aphid spatial distribution. *Ecology and Evolution*, **4**, 121-131.

Anhang

- Anhang-Tab. 1.** Übersicht der Individuenzahlen der 12 Ordnungen je Plot - 126 -
- Anhang-Tab. 2.** Liste der 822 Käferarten mit Individuenzahlen und Zuordnung zu den vier verwendeten Käfergruppen - 131 -
- Anhang-Tab. 3.** Liste der 59 gefangenen Zikadenarten mit Individuenzahlen..... - 150 -
- Anhang-Tab. 4.** Liste der 73 Käferfamilien mit Angabe der Anzahl der Arten, Individuen sowie singletons - 152 -
- Anhang-Tab. 5.** Auflistung der Einzelwerte der beobachteten Artenzahlen und der geschätzten Artenzahlen für die fünf Insektengruppen je Plot - 154 -
- Anhang-Tab. 6.** Plot-Werte der verwendeten Klimaparameter - 157 -
- Anhang-Tab. 7.** Übersicht der verwendeten Lageparameter der 96 Plots - 160 -
- Anhang-Tab. 8.** Übersicht der verwendeten Strukturparameter und der durchschnittlichen (beobachteten) Heterozygotie H_o der Probebäume der 96 Plots..... - 163 -

Anhang-Tab. 1. Übersicht der Individuenzahlen der 12 Ordnungen je Plot

Plot	Blattodea	Coleoptera	Dermaptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Mecoptera	Neuroptera	Orthoptera	Psocoptera	Thysanoptera
Österreich												
AUT_NSS_a1	0	555	4	2711	199	213	74	904	38	7	76	161
AUT_NSS_a2	1	483	3	2074	156	168	81	352	18	21	29	178
AUT_NSS_a3	3	195	3	3992	71	272	147	561	16	25	19	96
AUT_NSS_a4	1	206	5	3755	120	192	77	523	27	14	17	54
AUT_NSS_b1	2	352	7	1522	107	196	101	513	25	27	16	187
AUT_NSS_b2	9	190	24	2505	135	230	86	627	17	54	26	318
AUT_NSS_b3	1	206	1	580	107	106	35	150	18	11	45	369
AUT_NSS_b4	1	231	3	709	91	132	41	287	16	23	29	198
AUT_SZ_a1	0	315	39	6783	84	144	58	601	15	22	20	34
AUT_SZ_a2	0	248	73	7454	61	170	52	347	16	10	16	35
AUT_SZ_a3	0	263	40	6506	59	117	33	472	22	18	21	19
AUT_SZ_a4	0	262	27	10514	112	176	55	316	15	4	14	53
AUT_SZ_b1	0	238	24	9763	94	141	67	206	9	19	19	29
AUT_SZ_b2	2	207	62	12694	75	140	65	442	8	25	10	112
AUT_SZ_b3	0	188	45	1406	56	96	35	501	12	11	12	31
AUT_SZ_b4	0	372	16	2177	137	145	61	695	14	9	16	39
AUT_WW_a1	0	182	3	5780	143	147	51	445	27	6	5	13
AUT_WW_a2	0	259	4	6129	135	147	77	299	16	10	33	29
AUT_WW_a3	0	367	9	7358	90	117	57	899	30	22	27	11
AUT_WW_a4	0	337	9	6190	108	143	849	699	20	32	13	30
AUT_WW_b1	2	174	5	1922	96	98	43	239	13	14	12	11

Plot	Blattodea	Coleoptera	Dermaptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Mecoptera	Neuroptera	Orthoptera	Psocoptera	Thysanoptera
AUT_WW_b2	0	438	5	29431	251	222	165	1583	51	15	22	41
AUT_WW_b3	1	232	3	3242	102	108	26	952	17	13	12	16
AUT_WW_b4	1	108	4	3954	41	79	25	1305	10	7	2	4
Deutschland												
D_EB_a1	0	172	6	66581	134	222	204	54	23	8	9	43
D_EB_a2	1	128	9	94931	80	156	167	24	17	12	15	43
D_EB_a3	0	102	4	44176	123	162	159	59	17	59	9	27
D_EB_a4	0	263	1	90684	143	181	194	84	12	9	26	77
D_EB_b1	13	194	29	37518	224	214	200	23	10	30	20	54
D_EB_b2	0	118	26	17505	131	245	263	123	12	14	10	36
D_EB_b3	3	183	4	25994	207	174	217	47	17	10	22	27
D_EB_b4	0	219	4	23548	84	296	336	64	16	6	25	54
D_FH_a1	0	129	17	5461	537	360	106	180	28	16	25	30
D_FH_a2	0	145	8	3172	616	648	118	127	27	6	27	55
D_FH_a3	0	82	7	7833	490	353	65	50	21	22	30	48
D_FH_a4	0	93	12	3091	371	474	128	100	23	24	30	70
D_FH_b1	0	197	3	7071	274	769	224	120	55	13	41	75
D_FH_b2	0	143	2	16310	312	1311	317	242	43	18	20	82
D_FH_b3	0	134	8	3861	274	333	129	146	28	8	43	85
D_FH_b4	2	114	11	2515	290	457	96	104	10	4	14	20
D_KH_a1	0	205	26	7228	193	244	67	175	29	23	30	89
D_KH_a2	0	154	92	5484	199	199	176	70	14	27	26	69
D_KH_a3	1	292	12	5188	295	314	123	502	44	11	29	78
D_KH_a4	0	165	16	3024	270	198	56	203	25	10	16	97

Plot	Blattodea	Coleoptera	Dermaptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Mecoptera	Neuroptera	Orthoptera	Psocoptera	Thysanoptera
D_KH_b1	10	234	12	1695	264	310	106	71	58	10	31	60
D_KH_b2	0	222	32	2414	282	530	98	154	39	6	30	86
D_KH_b3	1	361	9	3190	343	416	84	62	59	17	37	46
D_KH_b4	0	180	42	3002	215	460	102	74	42	14	16	86
D_LL_a1	0	108	4	2232	154	136	42	40	37	12	13	44
D_LL_a2	0	216	5	8398	190	251	82	621	41	15	26	16
D_LL_a3	1	246	8	4784	522	226	111	70	78	10	36	13
D_LL_a4	0	136	21	6659	180	174	80	6	20	8	13	29
D_LL_b1	0	291	2	2849	169	239	87	138	34	11	33	43
D_LL_b2	0	212	7	2884	176	292	67	186	72	10	31	53
D_LL_b3	1	138	1	2230	85	176	48	129	28	5	26	21
D_LL_b4	2	202	2	3725	162	466	59	144	16	13	32	39
D_WÜ_a1	0	273	9	9064	131	124	63	477	13	12	29	42
D_WÜ_a2	0	302	14	21305	140	235	55	268	13	37	27	53
D_WÜ_a3	0	539	23	107359	274	284	249	657	25	12	19	88
D_WÜ_a4	0	197	26	26348	151	131	73	69	14	25	35	57
D_WÜ_b1	0	227	21	14821	133	159	124	311	10	39	12	53
D_WÜ_b2	0	220	32	8379	132	131	93	72	16	21	13	59
D_WÜ_b3	1	196	44	25617	146	124	50	88	17	47	19	64
D_WÜ_b4	0	156	26	14200	142	125	127	49	7	67	19	81

Plot	Blattodea	Coleoptera	Dermaptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Mecoptera	Neuroptera	Orthoptera	Psocoptera	Thysanoptera
Frankreich												
F_L_a1	12	571	9	4318	285	573	110	0	54	14	51	63
F_L_a2	3	241	10	3823	176	1477	77	1	49	11	27	20
F_L_a3	2	296	9	4618	141	940	49	0	30	3	15	44
F_L_a4	2	251	1	2965	122	625	39	1	56	4	6	28
F_L_b1	18	319	17	2190	202	446	67	0	45	26	41	51
F_L_b2	0	347	23	1398	209	491	42	0	26	9	25	52
F_L_b3	12	339	19	1616	202	456	42	0	25	13	34	78
F_L_b4	1	290	18	1255	193	612	26	10	20	2	15	63
F_S_a1	1	164	42	9792	202	225	321	1	8	4	22	19
F_S_a2	1	137	8	5077	202	379	34	0	18	2	19	23
F_S_a3	1	220	10	2044	282	194	69	0	21	6	36	44
F_S_a4	0	300	15	5549	340	763	222	0	16	18	45	31
F_S_b1	47	180	10	5647	278	842	116	10	62	14	3	41
F_S_b2	9	248	3	8564	134	524	127	140	22	11	22	97
F_S_b3	3	189	5	2192	138	140	42	7	15	4	34	31
F_S_b4	6	437	3	2116	436	280	24	16	37	4	15	36

Plot	Blattodea	Coleoptera	Dermaptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Mecoptera	Neuroptera	Orthoptera	Psocoptera	Thysanoptera
Großbritannien												
UK_EHH_a1	0	238	0	2057	53	78	20	2	8	1	37	479
UK_EHH_a2	0	351	1	2088	73	91	97	2	31	0	69	813
UK_EHH_a3	0	411	1	1197	81	71	150	0	9	0	61	618
UK_EHH_a4	0	254	0	15338	39	86	29	4	16	1	36	250
UK_EHH_b1	0	182	2	9303	90	277	59	13	21	1	25	347
UK_EHH_b2	0	156	2	32445	67	231	90	22	22	5	21	217
UK_EHH_b3	0	226	2	949	83	49	27	2	13	2	68	374
UK_EHH_b4	0	188	23	17291	75	200	63	28	11	9	35	400
UK_WVW_a1	0	170	0	8607	91	69	37	3	10	9	53	541
UK_WVW_a2	0	206	0	2148	192	149	24	3	13	4	59	364
UK_WVW_a3	0	161	0	4272	68	97	42	1	10	1	41	399
UK_WVW_a4	0	125	1	656	92	43	12	4	8	0	31	291
UK_WVW_b1	0	221	8	1038	88	69	15	1	11	0	42	280
UK_WVW_b2	0	97	3	1652	139	88	29	1	12	2	63	215
UK_WVW_b3	0	164	1	3645	63	102	229	0	17	0	74	153
UK_WVW_b4	0	89	30	1554	91	129	30	0	10	2	74	842

Anhang-Tab. 2. Liste der 822 Käferarten mit Individuenzahlen und Zuordnung zu den vier verwendeten Käfergruppen (X)

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
01-.002-.001-	Carabidae	<i>Calosoma inquisitor</i>	(L., 1758)	2	X			
01-.007-.006-	Carabidae	<i>Nebria brevicollis</i>	(F., 1792)	1	X			
01-.009-.008-	Carabidae	<i>Notiophilus biguttatus</i>	(F., 1779)	1	X			
01-.013-.001-	Carabidae	<i>Loricera pilicornis</i>	(F., 1775)	5	X			
01-.021-.006-	Carabidae	<i>Trechus quadristriatus</i>	(Schrk., 1781)	26	X			
01-.021-.007-	Carabidae	<i>Trechus obtusus</i>	Er., 1837	5	X			
01-.029-.090-	Carabidae	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	(L., 1761)	2	X			
01-.029-.102-	Carabidae	<i>Bembidion guttula</i>	(F., 1792)	1	X			
01-.029-.103-	Carabidae	<i>Bembidion lunulatum</i>	(Fourcr., 1785)	2	X			
01-.041-.020-	Carabidae	<i>Harpalus signaticornis</i>	(Duft., 1812)	1	X		X	
01-.041-.030-	Carabidae	<i>Harpalus affinis</i>	(Schrk., 1781)	1	X		X	
01-.041-.045-	Carabidae	<i>Harpalus latus</i>	(L., 1758)	1	X		X	
01-.0411.008-	Carabidae	<i>Ophonus azureus</i>	(F., 1775)	1	X		X	
01-.0412.001-	Carabidae	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	(DeGeer, 1774)	1	X		X	
01-.046-.011-	Carabidae	<i>Acupalpus interstitialis</i>	Rtt., 1884	1	X			
01-.047-.001-	Carabidae	<i>Anthraxus consputus</i>	(Duft., 1812)	1	X			
01-.062-.009-	Carabidae	<i>Agonum muelleri</i>	(Hbst., 1784)	1	X			
01-.065-.001-	Carabidae	<i>Amara plebeja</i>	(Gyll., 1810)	1	X		X	
01-.065-.008-	Carabidae	<i>Amara similata</i>	(Gyll., 1810)	8	X		X	
01-.065-.009-	Carabidae	<i>Amara ovata</i>	(F., 1792)	1	X		X	
01-.065-.021-	Carabidae	<i>Amara aenea</i>	(DeGeer, 1774)	3	X		X	
01-.065-.026-	Carabidae	<i>Amara familiaris</i>	(Duft., 1812)	7	X		X	
01-.066-.004-	Carabidae	<i>Chlaenius tristis</i>	(Schall., 1783)	1	X			
01-.068-.002-	Carabidae	<i>Oodes gracilis</i>	Villa, 1833	3	X			
01-.079-.004-	Carabidae	<i>Dromius agilis</i>	(F., 1787)	49	X			
01-.079-.010-	Carabidae	<i>Dromius fenestratus</i>	(F., 1794)	11	X			
01-.079-.012-	Carabidae	<i>Dromius quadrimaculatus</i>	(L., 1758)	144	X			
01-.0792.003-	Carabidae	<i>Philorhizus notatus</i>	Steph., 1827	1	X			
01-.0792.004-	Carabidae	<i>Philorhizus melanocephalus</i>	Dej., 1825	3	X			
01-.082-.002-	Carabidae	<i>Microlestes maurus</i>	(Sturm, 1827)	5	X			
09-.0011.009-	Hydrophilidae	<i>Helophorus aquaticus</i>	(L., 1758)	1	X		X	
09-.0011.0151.	Hydrophilidae	<i>Helophorus montenegrinus</i>	Kuw., 1885	1	X		X	
09-.0011.030-	Hydrophilidae	<i>Helophorus griseus</i>	Hbst., 1793	2	X		X	
09-.002-.004-	Hydrophilidae	<i>Sphaeridium lunatum</i>	F., 1792	1	X		X	
09-.003-.005-	Hydrophilidae	<i>Cercyon impressus</i>	(Sturm, 1807)	1	X		X	
09-.003-.008-	Hydrophilidae	<i>Cercyon melanocephalus</i>	(L., 1758)	1	X		X	
09-.003-.013-	Hydrophilidae	<i>Cercyon unipunctatus</i>	(L., 1758)	2	X		X	
09-.003-.017-	Hydrophilidae	<i>Cercyon pygmaeus</i>	(Ill., 1801)	1	X		X	
09-.004-.001-	Hydrophilidae	<i>Megasternum obscurum</i>	(Marsh., 1802)	1	X		X	
09-.011-.001-	Hydrophilidae	<i>Laccobius striatulus</i>	(F., 1801)	1	X		X	

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
10-.009-.004.-	Histeridae	<i>Gnathoncus buyssoni</i>	Auzat, 1917	5	X			
10-.018-.001.-	Histeridae	<i>Carcinops pumilio</i>	(Er., 1834)	1	X		X	
10-.029-.004.-	Histeridae	<i>Margarinotus neglectus</i>	(Germ., 1813)	1	X			
12-.001-.002.-	Silphidae	<i>Necrophorus humator</i>	(Gled., 1767)	6	X			
12-.001-.004.-	Silphidae	<i>Necrophorus investigator</i>	Zett., 1824	20	X			
12-.001-.005.-	Silphidae	<i>Necrophorus fossor</i>	Er., 1837	159	X			
12-.001-.006.-	Silphidae	<i>Necrophorus vespilloides</i>	Hbst., 1783	11	X			
12-.006-.001.-	Silphidae	<i>Xylodrepa quadrimaculata</i>	(Scop., 1772)	2	X			
12-.007-.005.-	Silphidae	<i>Silpha tristis</i>	Ill., 1798	1	X			
14-.001-.003.-	Cholevidae	<i>Ptomaphagus subvillosus</i>	(Goeze, 1777)	1	X			
14-.001-.004.-	Cholevidae	<i>Ptomaphagus sericatus</i>	(Chaud., 1845)	1	X			
14-.002-.001.-	Cholevidae	<i>Nemadus colonoides</i>	(Kr., 1851)	2	X			X
14-.005-.002.-	Cholevidae	<i>Nargus badius</i>	(Sturm, 1839)	2	X			
14-.005-.003.-	Cholevidae	<i>Nargus wilkii</i>	(Spence, 1815)	2	X			
14-.010-.001.-	Cholevidae	<i>Sciodrepoides watsoni</i>	(Spence, 1815)	1	X			
14-.010-.002.-	Cholevidae	<i>Sciodrepoides fumatus</i>	(Spence, 1915)	1	X			
14-.011-.018.-	Cholevidae	<i>Catops nigricans</i>	(Spence, 1815)	1	X			
15-.001-.001.-	Colonidae	<i>Colon latum</i>	Kr., 1850	1	X			
16-.011-.003.-	Leiodidae	<i>Agathidium varians</i>	(Beck, 1817)	7	X			
16-.011-.013.-	Leiodidae	<i>Agathidium nigripenne</i>	(F., 1792)	1	X			X
18-.002-.004.-	Scydmaenidae	<i>Euthia linearis</i>	Muls., 1861	1	X			
18-.005-.001.-	Scydmaenidae	<i>Neuraphes elongatulus</i>	(Müll.Kunze, 1822)	6	X			
18-.007-.003.-	Scydmaenidae	<i>Stenichnus scutellaris</i>	(Müll.Kunze, 1822)	2	X			
18-.007-.010.-	Scydmaenidae	<i>Stenichnus bicolor</i>	(Denny, 1825)	1	X			X
21-.002-.010.-	Ptiliidae	<i>Ptenidium pusillum</i>	(Gyll., 1808)	1	X			
21-.002-.014.-	Ptiliidae	<i>Ptenidium nitidum</i>	(Heer, 1841)	1	X			
21-.019-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis sp.</i>		12	X			
21-.019-.001.-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis grandicollis</i>	(Mannh., 1844)	2	X			
21-.019-.002.-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis montandonii</i>	(Allib., 1844)	2	X			
21-.019-.012.-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis insularis</i>	(Maekl., 1852)	1	X			
21-.019-.015.-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis intermedia</i>	(Gillm., 1845)	2	X			
21-.019-.016.-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis atomaria</i>	(DeGeer, 1774)	1	X			
21-.019-.019.-	Ptiliidae	<i>Acrotrichis sitkaensis</i>	(Motsch., 1845)	1	X			
23-.0023.001.-	Staphylinidae	<i>Scaphisoma agaricinum</i>	(L., 1758)	6	X			X
23-.0023.005.-	Staphylinidae	<i>Scaphisoma boreale</i>	Lundbl., 1952	1	X			X
23-.008-.001.-	Staphylinidae	<i>Megarthus depressus</i>	(Payk., 1789)	1	X			
23-.009-.001.-	Staphylinidae	<i>Proteinus ovalis</i>	Steph., 1834	5	X		X	
23-.009-.004.-	Staphylinidae	<i>Proteinus brachypterus</i>	(F., 1792)	8	X		X	
23-.0091.003.-	Staphylinidae	<i>Micropeplus fulvus</i>	Er., 1840	1	X		X	
23-.010-.012.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum montivagum</i>	(Heer, 1838)	121	X		X	
23-.010-.014.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum primulae</i>	(Steph., 1834)	3	X		X	
23-.010-.021.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum abdominale</i>	(Grav., 1806)	503	X		X	
23-.010-.022.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum luteum</i>	(Marsh., 1802)	13	X		X	
23-.010-.024.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum signatum</i>	(Märk., 1857)	85	X		X	

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
23-.010-.025.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum limbatum</i>	(Er., 1840)	5	X		X	
23-.010-.031.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum sorbi</i>	(Gyll., 1810)	64	X		X	
23-.010-.034.-	Staphylinidae	<i>Eusphalerum florale</i>	(Panz., 1793)	3	X		X	
23-.014-.006.-	Staphylinidae	<i>Phyllodrepa floralis</i>	(Payk., 1789)	4	X			
23-.014-.012.-	Staphylinidae	<i>Phyllodrepa ioptera</i>	(Steph., 1834)	8	X			X
23-.014-.014.-	Staphylinidae	<i>Phyllodrepa vilis</i>	(Er., 1840)	2	X			X
23-.0141.001.-	Staphylinidae	<i>Hapalaraea pygmaea</i>	(Payk., 1800)	1	X			X
23-.015-.004.-	Staphylinidae	<i>Omalium validum</i>	Kr., 1858	5	X			
23-.015-.005.-	Staphylinidae	<i>Omalium rivulare</i>	(Payk., 1789)	1	X			
23-.015-.018.-	Staphylinidae	<i>Omalium caesum</i>	Grav., 1806	20	X			
23-.0162.001.-	Staphylinidae	<i>Phloeostiba planus</i>	(Payk., 1792)	1	X			X
23-.031-.001.-	Staphylinidae	<i>Amphichroum canaliculatum</i>	(Er., 1840)	30	X			
23-.032-.003.-	Staphylinidae	<i>Lesteva longoebytrata</i>	(Goeze, 1777)	4	X			
23-.035-.013.-	Staphylinidae	<i>Anthophagus angusticollis</i>	(Mannh., 1830)	1	X			
23-.046-.008.-	Staphylinidae	<i>Carpelimus rivularis</i>	(Motsch., 1860)	1	X		X	
23-.046-.017.-	Staphylinidae	<i>Carpelimus corticinus</i>	(Grav., 1806)	15	X		X	
23-.046-.029.-	Staphylinidae	<i>Carpelimus pusillus</i>	(Grav., 1802)	3	X		X	
23-.046-.030.-	Staphylinidae	<i>Carpelimus gracilis</i>	(Mannh., 1830)	1	X			
23-.046-.032.-	Staphylinidae	<i>Carpelimus elongatulus</i>	(Er., 1839)	1	X			
23-.048-.001.-	Staphylinidae	<i>Oxytelus sculptus</i>	Grav., 1806	1	X			
23-.048-.006.-	Staphylinidae	<i>Oxytelus fulvipes</i>	Er., 1839	3	X			
23-.048-.008.-	Staphylinidae	<i>Oxytelus laqueatus</i>	(Marsh., 1802)	1	X			
23-.0481.001.-	Staphylinidae	<i>Anotylus insecatus</i>	(Grav., 1806)	6	X			
23-.0481.003.-	Staphylinidae	<i>Anotylus rugosus</i>	(F., 1775)	7	X			
23-.0481.005.-	Staphylinidae	<i>Anotylus maritimus</i>	Thoms., 1861	1	X			
23-.0481.006.-	Staphylinidae	<i>Anotylus inustus</i>	(Grav., 1806)	1	X			
23-.0481.011.-	Staphylinidae	<i>Anotylus nitidulus</i>	(Grav., 1802)	7	X			
23-.0481.022.-	Staphylinidae	<i>Anotylus tetracarinatus</i>	(Block, 1799)	117	X			
23-.049-.001.-	Staphylinidae	<i>Platystethus arenarius</i>	(Fourcr., 1785)	1	X			
23-.049-.003.-	Staphylinidae	<i>Platystethus cornutus</i>	(Grav., 1802)	1	X			
23-.049-.007.-	Staphylinidae	<i>Platystethus spinosus</i>	Er., 1840	3	X			
23-.049-.008.-	Staphylinidae	<i>Platystethus nitens</i>	(Sahlb., 1832)	5	X			
23-.055-.022.-	Staphylinidae	<i>Stenus clavicornis</i>	(Scop., 1763)	1	X			
23-.055-.100.-	Staphylinidae	<i>Stenus subaeneus</i>	Er., 1840	1	X			
23-.062-.004.-	Staphylinidae	<i>Medon brunneus</i>	(Er., 1839)	1	X			
23-.0621.001.-	Staphylinidae	<i>Luzea nigrifula</i>	(Er., 1840)	2	X			
23-.063-.005.-	Staphylinidae	<i>Sunius melanocephalus</i>	(F., 1792)	3	X			
23-.066-	Staphylinidae	<i>Scopaeus sp.</i>		1	X			
23-.066-.001.-	Staphylinidae	<i>Scopaeus laevigatus</i>	(Gyll., 1827)	4	X			
23-.066-.007.-	Staphylinidae	<i>Scopaeus minutus</i>	Er., 1840	1	X			
23-.066-.009.-	Staphylinidae	<i>Scopaeus scitulus</i>	Baudi, 1857	1	X			
23-.068-.030.-	Staphylinidae	<i>Lathrobium pallidum</i>	Nordm., 1837	1	X			
23-.075-.002.-	Staphylinidae	<i>Leptacinus intermedius</i>	Donisth., 1936	1	X			
23-.075-.003.-	Staphylinidae	<i>Leptacinus sulcifrons</i>	(Steph., 1833)	1	X			

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
23-.080-.005-	Staphylinidae	<i>Xantholinus tricolor</i>	(F., 1787)	1	X			
23-.080-.010-	Staphylinidae	<i>Xantholinus linearis</i>	(OL., 1795)	5	X			
23-.080-.015-	Staphylinidae	<i>Xantholinus longiventris</i>	Heer, 1839	22	X			
23-.0801.001-	Staphylinidae	<i>Hypnogyra glabra</i>	(Nordm., 1837)	2	X			X
23-.081-.001-	Staphylinidae	<i>Atrecus affinis</i>	(Payk., 1789)	1	X			X
23-.082-.005-	Staphylinidae	<i>Othius myrmecophilus</i>	Kiesw., 1843	5	X			
23-.087-.001-	Staphylinidae	<i>Hesperus rufipennis</i>	(Grav., 1802)	11	X			X
23-.088-.006-	Staphylinidae	<i>Philonthus subuliformis</i>	(Grav., 1802)	8	X			X
23-.088-.007-	Staphylinidae	<i>Philonthus umbratilis</i>	(Grav., 1802)	3	X			
23-.088-.015-	Staphylinidae	<i>Philonthus concinnus</i>	(Grav., 1802)	1	X			
23-.088-.023-	Staphylinidae	<i>Philonthus cognatus</i>	Steph., 1832	13	X			
23-.088-.029-	Staphylinidae	<i>Philonthus decorus</i>	(Grav., 1802)	1	X			
23-.088-.036-	Staphylinidae	<i>Philonthus sordidus</i>	(Grav., 1802)	1	X			
23-.088-.039-	Staphylinidae	<i>Philonthus carbonarius</i>	(Grav., 1810)	3	X			
23-.088-.041-	Staphylinidae	<i>Philonthus cruentatus</i>	(Gm., 1789)	1	X			
23-.088-.046-	Staphylinidae	<i>Philonthus splendens</i>	(F., 1792)	1	X			
23-.090-.004-	Staphylinidae	<i>Gabrius tirolensis</i>	(Luze, 1903)	1	X			
23-.090-.009-	Staphylinidae	<i>Gabrius splendidulus</i>	(Grav., 1802)	4	X			X
23-.090-.999-	Staphylinidae	<i>Gabrius sp.</i>		2	X			
23-.092-.003-	Staphylinidae	<i>Ontholestes haroldi</i>	(Epph., 1884)	1	X			
23-.095-.001-	Staphylinidae	<i>Playdracus fulvipes</i>	(Scop., 1763)	1	X			
23-.104-.008-	Staphylinidae	<i>Quedius ochripennis</i>	(Menetr., 1832)	2	X			
23-.104-.012-	Staphylinidae	<i>Quedius assimilis</i>	(Nordm., 1837)	1	X			
23-.104-.013-	Staphylinidae	<i>Quedius cruentus</i>	(OL., 1795)	5	X			
23-.104-.016-	Staphylinidae	<i>Quedius mesomelinus</i>	(Marsh., 1802)	25	X			
23-.104-.018-	Staphylinidae	<i>Quedius maurus</i>	(Sahlb., 1830)	45	X			X
23-.104-.019-	Staphylinidae	<i>Quedius xanthopus</i>	Er., 1839	90	X			X
23-.104-.046-	Staphylinidae	<i>Quedius nemoralis</i>	Baudi, 1848	2	X			
23-.104-.064-	Staphylinidae	<i>Quedius nitipennis</i>	(Steph., 1833)	5	X			
23-.109-	Staphylinidae	<i>Mycetoporus sp.</i>		2	X			
23-.109-.008-	Staphylinidae	<i>Mycetoporus lepidus</i>	(Grav., 1802)	2	X			
23-.109-.009-	Staphylinidae	<i>Mycetoporus longulus</i>	Mannh., 1830	2	X			
23-.109-.010-	Staphylinidae	<i>Mycetoporus bimaculatus</i>	Kr., 1857	1	X			
23-.109-.012-	Staphylinidae	<i>Mycetoporus punctipennis</i>	Scriba, 1868	2	X			
23-.109-.015-	Staphylinidae	<i>Mycetoporus forticornis</i>	Fauv., 1872	1	X			
23-.1091.003-	Staphylinidae	<i>Ischnosoma splendidus</i>	(Grav., 1806)	2	X			
23-.113-.002-	Staphylinidae	<i>Sepedophilus testaceus</i>	(F., 1792)	1	X			X
23-.113-.003-	Staphylinidae	<i>Sepedophilus immaculatus</i>	(Steph., 1832)	1	X			
23-.114-.001-	Staphylinidae	<i>Tachyporus nitidulus</i>	(F., 1781)	131	X			
23-.114-.002-	Staphylinidae	<i>Tachyporus obtusus</i>	(L., 1767)	3	X			
23-.114-.005-	Staphylinidae	<i>Tachyporus solutus</i>	Er., 1839	1	X			
23-.114-.007-	Staphylinidae	<i>Tachyporus hypnorum</i>	(F., 1775)	44	X			
23-.114-.008-	Staphylinidae	<i>Tachyporus chrysomelinus</i>	(L., 1758)	6	X			
23-.115-.001-	Staphylinidae	<i>Lamprinodes saginatus</i>	(Grav., 1806)	1	X			

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
23-117-012-	Staphylinidae	<i>Tachinus finetarius</i>	Grav., 1802	9	X			
23-117-013-	Staphylinidae	<i>Tachinus signatus</i>	Grav., 1802	2	X			
23-117-017-	Staphylinidae	<i>Tachinus corticinus</i>	Grav., 1802	1	X			
23-123-002-	Staphylinidae	<i>Myllaena intermedia</i>	Er., 1837	1	X			
23-126-003-	Staphylinidae	<i>Oligota granaria</i>	Er., 1837	3	X			X
23-126-008-	Staphylinidae	<i>Oligota pusillima</i>	(Grav., 1806)	5	X			
23-126-009-	Staphylinidae	<i>Oligota pumilio</i>	Kiesw., 1858	1	X			
23-1261.001-	Staphylinidae	<i>Holobus flavicornis</i>	(Boisd.Lac., 1835)	4	X			
23-1262.001-	Staphylinidae	<i>Cypha longicornis</i>	(Payk., 1800)	7	X			
23-134-001-	Staphylinidae	<i>Anomognathus cuspidatus</i>	(Er., 1839)	1	X			X
23-141-004-	Staphylinidae	<i>Leptusa fumida</i>	(Er., 1839)	9	X			X
23-141-006-	Staphylinidae	<i>Leptusa ruficollis</i>	(Er., 1839)	6	X			
23-142-002-	Staphylinidae	<i>Euryusa optabilis</i>	Heer, 1839	6	X			X
23-148-001-	Staphylinidae	<i>Autalia impressa</i>	(Ol., 1795)	1	X			
23-166-002-	Staphylinidae	<i>Aloconota ernestinae</i>	(Bernh., 1898)	1	X			
23-166-006-	Staphylinidae	<i>Aloconota cambrica</i>	(Woll., 1855)	1	X			
23-166-014-	Staphylinidae	<i>Aloconota gregaria</i>	(Er., 1839)	48	X			
23-168-	Staphylinidae	<i>Amischa sp.</i>		2	X			
23-168-001-	Staphylinidae	<i>Amischa analis</i>	(Grav., 1802)	132	X			
23-168-002-	Staphylinidae	<i>Amischa bifoveolata</i>	(Mannh., 1830)	3	X			
23-168-004-	Staphylinidae	<i>Amischa nigrofusca</i>	(Steph., 1832)	23	X			
23-168-006-	Staphylinidae	<i>Amischa filum</i>	Muls.Rey, 1870	2	X			
23-168-007-	Staphylinidae	<i>Amischa decipiens</i>	(Shp., 1869)	11	X			
23-171-001-	Staphylinidae	<i>Nehemitropia lividipennis</i>	(Mannh., 1831)	1	X			
23-182-001-	Staphylinidae	<i>Dinaraea angustula</i>	(Gyll., 1810)	2	X			
23-186-005-	Staphylinidae	<i>Plataraea brunnea</i>	(F., 1798)	1	X			
23-187-004-	Staphylinidae	<i>Liogluta longiuscula</i>	(Grav., 1802)	8	X			
23-187-006-	Staphylinidae	<i>Liogluta microptera</i>	(Thoms., 1867)	3	X			
23-188-	Staphylinidae	<i>Atheta sp.</i>		25	X			
23-188-004-	Staphylinidae	<i>Atheta elongatula</i>	(Grav., 1802)	1	X			
23-188-007-	Staphylinidae	<i>Atheta luridipennis</i>	(Mannh., 1830)	1	X			
23-188-020-	Staphylinidae	<i>Atheta palustris</i>	(Kiesw., 1844)	24	X			
23-188-045-	Staphylinidae	<i>Atheta nigricornis</i>	(Thoms., 1852)	3	X			
23-188-046-	Staphylinidae	<i>Atheta harwoodi</i>	Will., 1930	3	X			
23-188-068-	Staphylinidae	<i>Atheta amicula</i>	(Steph., 1832)	1	X			
23-188-072-	Staphylinidae	<i>Atheta inquinula</i>	(Grav., 1802)	11	X			
23-188-073-	Staphylinidae	<i>Atheta atricolor</i>	(Shp., 1869)	1	X			
23-188-074-	Staphylinidae	<i>Atheta ganglbaueri</i>	Brundin, 1948	12	X			
23-188-081-	Staphylinidae	<i>Atheta aegra</i>	(Heer, 1841)	7	X			
23-188-114-	Staphylinidae	<i>Atheta trinotata</i>	(Kr., 1856)	2	X			
23-188-135-	Staphylinidae	<i>Atheta orbata</i>	(Er., 1837)	5	X			
23-188-136-	Staphylinidae	<i>Atheta fungi</i>	(Grav., 1806)	79	X			
23-188-1361.	Staphylinidae	<i>Atheta negligens</i>	(Muls.Rey, 1873)	1	X			
23-188-168-	Staphylinidae	<i>Atheta triangulum</i>	(Kr., 1856)	4	X			

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
23-188-187-	Staphylinidae	<i>Atheta nidicola</i>	(Joh., 1914)	38	X			
23-188-197-	Staphylinidae	<i>Atheta fungicola</i>	(Thoms., 1852)	2	X			
23-188-204-	Staphylinidae	<i>Atheta cauta</i>	(Er., 1837)	5	X			
23-188-205-	Staphylinidae	<i>Atheta ischnocera</i>	(Thoms., 1870)	1	X			
23-188-208-	Staphylinidae	<i>Atheta nigripes</i>	(Thoms., 1856)	1	X			
23-188-210-	Staphylinidae	<i>Atheta atramentaria</i>	(Gyll., 1810)	3	X			
23-1881.004-	Staphylinidae	<i>Acrotona convergens</i>	(Strand, 1958)	1	X			
23-1881.008-	Staphylinidae	<i>Acrotona parens</i>	(Muls.Rey, 1852)	1	X			
23-190-003-	Staphylinidae	<i>Aleuonota egregia</i>	(Rye, 1875)	1	X			
23-196-003-	Staphylinidae	<i>Zyras haworthi</i>	(Steph., 1832)	1	X			
23-201-006-	Staphylinidae	<i>Phloeopora corticalis</i>	(Grav., 1802)	212	X			X
23-208-002-	Staphylinidae	<i>Amarochara bonnairei</i>	(Fauv., 1865)	1	X			
23-223-004-	Staphylinidae	<i>Oxypoda opaca</i>	(Grav., 1802)	8	X			
23-223-018-	Staphylinidae	<i>Oxypoda brevicornis</i>	(Steph., 1832)	6	X			
23-223-0331	Staphylinidae	<i>Oxypoda arborea</i>	Zerche, 1994	2	X			X
23-223-034-	Staphylinidae	<i>Oxypoda alternans</i>	(Grav., 1802)	1	X			
23-223-047-	Staphylinidae	<i>Oxypoda tarda</i>	Shp., 1871	3	X			
23-227-001-	Staphylinidae	<i>Stichoglossa semirufa</i>	(Er., 1839)	53	X			
23-227-002-	Staphylinidae	<i>Stichoglossa gobanzi</i>	(Rtt., 1891)	5	X			
23-228-001-	Staphylinidae	<i>Ischnoglossa proluxa</i>	(Grav., 1802)	1	X			X
23-228-003-	Staphylinidae	<i>Ischnoglossa obscura</i>	Wunderle, 1990	7	X			X
23-234-002-	Staphylinidae	<i>Haploglossa villosula</i>	(Steph., 1832)	542	X			
23-234-003-	Staphylinidae	<i>Haploglossa nidicola</i>	(Fairm., 1852)	1	X			
23-234-004-	Staphylinidae	<i>Haploglossa marginalis</i>	(Grav., 1806)	3	X			
23-234-005-	Staphylinidae	<i>Haploglossa picipennis</i>	(Gyll., 1827)	6	X			
23-234-006-	Staphylinidae	<i>Haploglossa bernhaueri</i>	Dev., 1907	1	X			
23-235-001-	Staphylinidae	<i>Tinotus morion</i>	(Grav., 1802)	3	X			
23-237-	Staphylinidae	<i>Aleochara sp.</i>		5	X			
23-237-015-	Staphylinidae	<i>Aleochara sparsa</i>	Heer, 1839	37	X			
23-237-016-	Staphylinidae	<i>Aleochara stichai</i>	Likovskiy, 1965	10	X			
23-237-021-	Staphylinidae	<i>Aleochara lanuginosa</i>	Grav., 1802	3	X			
23-237-022-	Staphylinidae	<i>Aleochara lygaea</i>	Kr., 1862	1	X			
23-237-024-	Staphylinidae	<i>Aleochara villosa</i>	Mannh., 1830	1	X			
23-237-026-	Staphylinidae	<i>Aleochara sanguinea</i>	(L., 1758)	2	X			
23-237-046-	Staphylinidae	<i>Aleochara bipustulata</i>	(L., 1761)	1	X			
24-002-002-	Pselaphidae	<i>Bibloporus bicolor</i>	(Denny, 1825)	10	X			X
24-002-003-	Pselaphidae	<i>Bibloporus minutus</i>	Raffr., 1914	23	X			X
24-002-004-	Pselaphidae	<i>Bibloporus mayeti</i>	Guillb., 1888	2	X			X
24-006-013-	Pselaphidae	<i>Euplectus punctatus</i>	Muls., 1861	2	X			X
24-006-016-	Pselaphidae	<i>Euplectus fauveli</i>	Guillb., 1888	2	X			X
24-008-009-	Pselaphidae	<i>Plectophloeus fischeri</i>	(Aube, 1833)	2	X			X
24-011-001-	Pselaphidae	<i>Trimium brevicorne</i>	(Reichb., 1816)	19	X			
24-017-001-	Pselaphidae	<i>Bythinus macropalpus</i>	Aubé, 1833	1	X			
24-017-002-	Pselaphidae	<i>Bythinus burrellii</i>	Denny, 1825	7	X			

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
24-.018-.002-	Pselaphidae	<i>Bryaxis nodicornis</i>	(Aube, 1833)	1	X			
24-.018-.023-	Pselaphidae	<i>Bryaxis curtisii</i>	(Leach, 1817)	1	X			
24-.018-.025-	Pselaphidae	<i>Bryaxis glabricollis</i>	(Schm.-G., 1838)	1	X			
24-.019-.001-	Pselaphidae	<i>Tychus niger</i>	(Payk., 1800)	4	X			
251.001-.001-	Omalisidae	<i>Omalisus fontisbellaquaei</i>	Fourcr., 1785	1	X			
26-.001-.001-	Lampyridae	<i>Lampyrus noctiluca</i>	(L., 1758)	1	X			
27-.002-.005-	Cantharidae	<i>Cantharis fusca</i>	L., 1758	1	X			
27-.002-.008-	Cantharidae	<i>Cantharis pellucida</i>	F., 1792	181	X			
27-.002-.014-	Cantharidae	<i>Cantharis obscura</i>	L., 1758	1	X			
27-.002-.018-	Cantharidae	<i>Cantharis nigricans</i>	(Müll., 1776)	4	X			
27-.002-.025-	Cantharidae	<i>Cantharis decipiens</i>	Baudi, 1871	26	X			
27-.002-.026-	Cantharidae	<i>Cantharis livida</i>	L., 1758	2	X			
27-.002-.027-	Cantharidae	<i>Cantharis rufa</i>	L., 1758	1	X			
27-.0021.002-	Cantharidae	<i>Ancistronycha cyanipennis</i>	(Fald., 1835)	1	X			
27-.0022.002-	Cantharidae	<i>Metacantharis clypeata</i>	(Ill., 1798)	17	X			
27-.003-.005-	Cantharidae	<i>Absidia rufotestacea</i>	(Letzn., 1845)	13	X			
27-.005-.001-	Cantharidae	<i>Rhagonycha lutea</i>	(Müll., 1764)	7	X			
27-.005-.002-	Cantharidae	<i>Rhagonycha fulva</i>	(Scop., 1763)	15	X			
27-.005-.003-	Cantharidae	<i>Rhagonycha translucida</i>	(Kryn., 1832)	39	X			
27-.005-.006-	Cantharidae	<i>Rhagonycha limbata</i>	Thoms., 1864	2	X			
27-.005-.008-	Cantharidae	<i>Rhagonycha lignosa</i>	(Müll., 1764)	298	X			
27-.005-.010-	Cantharidae	<i>Rhagonycha atra</i>	(L., 1767)	1	X			
27-.005-.014-	Cantharidae	<i>Rhagonycha gallica</i>	Pic, 1923	48	X			
27-.008-.001-	Cantharidae	<i>Malthinus punctatus</i>	(Fourcr., 1785)	165	X			X
27-.008-.002-	Cantharidae	<i>Malthinus seriepunctatus</i>	Kiesw., 1851	144	X			X
27-.008-.004-	Cantharidae	<i>Malthinus balteatus</i>	Suffr., 1851	3	X			X
27-.008-.005-	Cantharidae	<i>Malthinus facialis</i>	Thoms., 1864	28	X			X
27-.008-.006-	Cantharidae	<i>Malthinus glabellus</i>	Kiesw., 1852	11	X			X
27-.008-.007-	Cantharidae	<i>Malthinus turcicus</i>	Pic, 1899	2	X			
27-.008-.008-	Cantharidae	<i>Malthinus bilineatus</i>	Kiesw., 1852	5	X			X
27-.008-.009-	Cantharidae	<i>Malthinus biguttatus</i>	(L., 1758)	21	X			X
27-.008-.010-	Cantharidae	<i>Malthinus frontalis</i>	(Marsh., 1802)	1	X			X
27-.009-.016-	Cantharidae	<i>Malthodes marginatus</i>	(Latr., 1806)	1	X			X
27-.009-.021-	Cantharidae	<i>Malthodes hexacanthus</i>	Kiesw., 1852	6	X			X
27-.009-.024-	Cantharidae	<i>Malthodes spathifer</i>	Kiesw., 1852	46	X			X
27-.009-.025-	Cantharidae	<i>Malthodes lobatus</i>	Kiesw., 1852	15	X			X
27-.009-.027-	Cantharidae	<i>Malthodes crassicornis</i>	(Mäckl., 1846)	1	X			X
27-.009-.028-	Cantharidae	<i>Malthodes holdhausi</i>	Kaszab, 1955	11	X			X
27-.009-.031-	Cantharidae	<i>Malthodes dimidiaticollis</i>	(Rosh., 1847)	1	X			X
27-.009-.999-	Cantharidae	<i>Malthodes sp.</i>		201	X			
29-.004-.001-	Malachiidae	<i>Charopus flavipes</i>	(Payk., 1798)	1	X			
29-.006-.0032.	Malachiidae	<i>Malachius bipustulatus</i>	(L., 1758)	8	X			X
29-.0063.008-	Malachiidae	<i>Clanoptilus ambiguus</i>	(Peyrhhf., 1877)	1	X			
29-.010-.001-	Malachiidae	<i>Attalus analis</i>	(Panz., 1796)	4	X		X	

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
29-011-001-	Malachiidae	<i>Sphinginus lobatus</i>	(Ol., 1790)	1	X			X
30-002-001-	Melyridae	<i>Aplocnemus impressus</i>	(Marsh., 1802)	7	X			X
30-002-002-	Melyridae	<i>Aplocnemus nigricornis</i>	(F., 1792)	10	X			X
30-003-002-	Melyridae	<i>Trichoceble memnonia</i>	(Kiesw., 1861)	1	X			X
30-005-004-	Melyridae	<i>Dasytes subalpinus</i>	Baudi, 1873	1	X			X
30-005-005-	Melyridae	<i>Dasytes cyaneus</i>	(F., 1775)	552	X	X		X
30-005-007-	Melyridae	<i>Dasytes virens</i>	(Marsh., 1802)	4	X			X
30-005-008-	Melyridae	<i>Dasytes plumbeus</i>	(Müll., 1776)	90	X			X
30-005-009-	Melyridae	<i>Dasytes aeratus</i>	Steph., 1830	63	X			X
31-002-001-	Cleridae	<i>Tillus elongatus</i>	(L., 1758)	48	X			X
31-003-001-	Cleridae	<i>Tilloidea unifasciata</i>	(F., 1787)	1	X			X
31-006-001-	Cleridae	<i>Opilo pallidus</i>	(Ol., 1795)	1	X			X
31-006-002-	Cleridae	<i>Opilo mollis</i>	(L., 1758)	121	X			X
31-007-001-	Cleridae	<i>Thanasimus formicarius</i>	(L., 1758)	3	X			X
32-002-001-	Derodontidae	<i>Laricobius erichsonii</i>	Rosh., 1846	1	X			
321.001-001-	Trogossitidae	<i>Nemosoma elongatum</i>	(L., 1761)	28	X	X		X
34-001-003-	Elateridae	<i>Ampedus sinuatus</i>	Germ., 1844	10	X			X
34-001-004-	Elateridae	<i>Ampedus erythrogonus</i>	(Müll., 1821)	16	X			X
34-001-0051.	Elateridae	<i>Ampedus forticornis</i>	Schwarz, 1900	2	X			X
34-001-008-	Elateridae	<i>Ampedus balteatus</i>	(L., 1758)	1	X			X
34-001-016-	Elateridae	<i>Ampedus cinnabarinus</i>	(Eschz., 1829)	1	X			X
34-001-019-	Elateridae	<i>Ampedus pomorum</i>	(Hbst., 1784)	39	X			X
34-001-0201.	Elateridae	<i>Ampedus quercicola</i>	(Buys., 1887)	10	X			X
34-001-021-	Elateridae	<i>Ampedus nigroflavus</i>	(Goeze, 1777)	3	X			X
34-001-026-	Elateridae	<i>Ampedus nigrinus</i>	(Hbst., 1784)	12	X			X
34-0011.001-	Elateridae	<i>Brachygonus megerlei</i>	(Lacord., 1835)	11	X			X
34-002-001-	Elateridae	<i>Ischnodes sanguinicollis</i>	(Panz., 1793)	2	X			X
34-004-001-	Elateridae	<i>Procaerus tibialis</i>	(Lacord., 1835)	1	X			X
34-006-001-	Elateridae	<i>Porthmidius austriacus</i>	(Schrk., 1781)	1	X			X
34-009-001-	Elateridae	<i>Dalopius marginatus</i>	(L., 1758)	141	X		X	
34-010-002-	Elateridae	<i>Agriotes pallidulus</i>	(Ill., 1807)	3	X		X	
34-010-003-	Elateridae	<i>Agriotes acuminatus</i>	(Steph., 1830)	7	X		X	
34-010-011-	Elateridae	<i>Agriotes obscurus</i>	(L., 1758)	1	X		X	
34-015-004-	Elateridae	<i>Adrastus pallens</i>	(F., 1792)	8	X		X	
34-016-002-	Elateridae	<i>Melanotus rufipes</i>	(Hbst., 1784)	23	X		X	X
34-016-003-	Elateridae	<i>Melanotus castanipes</i>	(Payk., 1800)	5	X		X	X
34-026-003-	Elateridae	<i>Anostirus castaneus</i>	(L., 1758)	2	X			X
34-030-001-	Elateridae	<i>Calambus bipustulatus</i>	(L., 1767)	11	X			X
34-033-002-	Elateridae	<i>Denticollis rubens</i>	Pill.Mitt., 1783	3	X			X
34-033-004-	Elateridae	<i>Denticollis linearis</i>	(L., 1758)	8	X			X
34-034-005-	Elateridae	<i>Cidnopus quercus</i>	(Ol., 1790)	3	X		X	
34-0341.001-	Elateridae	<i>Kibunea minutus</i>	(L., 1758)	8	X		X	
34-0342.001-	Elateridae	<i>Nothodes parvulus</i>	(Panz., 1799)	12	X		X	
34-038-002-	Elateridae	<i>Stenagostus rhombeus</i>	(Ol., 1790)	12	X		X	X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
34-.039-.002-	Elateridae	<i>Hemicrepidius hirtus</i>	(Hbst., 1784)	4	X		X	
34-.041-.001-	Elateridae	<i>Athous haemorrhoidalis</i>	(F., 1801)	110	X		X	
34-.041-.002-	Elateridae	<i>Athous vittatus</i>	(F., 1792)	801	X		X	
34-.041-.003-	Elateridae	<i>Athous subfuscus</i>	(Müll., 1767)	486	X		X	
34-.041-.006-	Elateridae	<i>Athous mollis</i>	Rtt., 1889	1	X		X	
34-.050-.001-	Elateridae	<i>Dicronychus cinereus</i>	(Hbst., 1784)	1	X		X	
36-.001-.001-	Eucnemidae	<i>Melasis buprestoides</i>	(L., 1761)	25	X			X
36-.002-.001-	Eucnemidae	<i>Isorhipis melasoides</i>	(Cast., 1835)	3	X			X
36-.002-.002-	Eucnemidae	<i>Isorhipis marmottani</i>	(Bonv., 1871)	1	X			X
36-.003-.001-	Eucnemidae	<i>Eucnemis capucina</i>	Ahr., 1812	5	X			X
36-.004-.001-	Eucnemidae	<i>Dromaeolus barnabita</i>	(Villa, 1838)	2	X			X
36-.008-.002-	Eucnemidae	<i>Dirhagus pygmaeus</i>	(F., 1792)	2	X			X
36-.008-.004-	Eucnemidae	<i>Dirhagus lepidus</i>	(Rosh., 1847)	1	X			X
36-.010-.001-	Eucnemidae	<i>Nematodes filum</i>	(F., 1801)	3	X			X
36-.011-.002-	Eucnemidae	<i>Hylis cariniceps</i>	Rtt., 1902	3	X			X
37-.001-.002-	Throscidae	<i>Trixagus dermestoides</i>	(L., 1767)	3	X			
37-.001-.006-	Throscidae	<i>Trixagus obtusus</i>	Curt., 1827	1	X			
37-.001-.007-	Throscidae	<i>Trixagus exul</i>	Bonv., 1859	1	X			
37-.002-.001-	Throscidae	<i>Aulonothroscus brevicollis</i>	Bonv., 1859	9	X		X	
38-.007-.002-	Buprestidae	<i>Dicerca berolinensis</i>	(Hbst., 1779)	1	X	X		X
38-.015-.023-	Buprestidae	<i>Anthaxia quadripunctata</i>	(L., 1758)	1	X			X
38-.016-.002-	Buprestidae	<i>Chrysobothris affinis</i>	(F., 1794)	1	X	X		X
38-.020-.004-	Buprestidae	<i>Agrilus laticornis</i>	(Ill., 1803)	1	X			X
38-.020-.005-	Buprestidae	<i>Agrilus obscuricollis</i>	Kiesw., 1857	1	X			X
38-.020-.007-	Buprestidae	<i>Agrilus sulcicollis</i>	Lacord., 1835	1	X			X
38-.020-.011-	Buprestidae	<i>Agrilus olivicolor</i>	Kiesw., 1857	70	X			X
38-.020-.022-	Buprestidae	<i>Agrilus viridis</i>	(L., 1758)	18	X		X	X
381.002-.007-	Clambidae	<i>Clambus armadillo</i>	(DeGeer, 1774)	5	X			
40-.001-.001-	Scirtidae	<i>Elodes minuta</i>	(L., 1767)	5	X		X	
40-.001-.002-	Scirtidae	<i>Elodes pseudominuta</i>	Klausn., 1971	1	X		X	
40-.003-.001-	Scirtidae	<i>Cyphon coarctatus</i>	Payk., 1799	10	X		X	
40-.003-.007-	Scirtidae	<i>Cyphon variabilis</i>	(Thunb., 1787)	193	X		X	
40-.003-.011-	Scirtidae	<i>Cyphon padi</i>	(L., 1758)	29	X		X	
40-.004-.001-	Scirtidae	<i>Prionocyphon serricornis</i>	(Müll., 1821)	27	X			X
45-.001-.004-	Dermestidae	<i>Dermestes murinus</i>	L., 1758	57	X			
45-.001-.006-	Dermestidae	<i>Dermestes undulatus</i>	Brahm., 1790	2	X			
45-.001-.017-	Dermestidae	<i>Dermestes lardarius</i>	L., 1758	13	X			
45-.002-.001-	Dermestidae	<i>Attagenus schaefferi</i>	(Hbst., 1792)	2	X		X	X
45-.002-.003-	Dermestidae	<i>Attagenus pelio</i>	(L., 1758)	6	X		X	
45-.006-.001-	Dermestidae	<i>Megatoma undata</i>	(L., 1758)	33	X			X
45-.007-.001-	Dermestidae	<i>Cesias serra</i>	(F., 1792)	6	X			X
49-.001-.001-	Byturidae	<i>Byturus tomentosus</i>	(DeGeer, 1774)	6	X		X	
49-.001-.002-	Byturidae	<i>Byturus ochraceus</i>	(Scriba, 1790)	3	X		X	
492.002-.002-	Cerylonidae	<i>Cerylon histeroideus</i>	(F., 1792)	4	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
492.002-.003-	Cerylonidae	<i>Cerylon ferrugineum</i>	Steph., 1830	14	X			X
50-.008-.014-	Nitidulidae	<i>Meligethes aeneus</i>	(F., 1775)	1360	X		X	
50-.008-.016-	Nitidulidae	<i>Meligethes viridescens</i>	(F., 1787)	1	X		X	
50-.008-.058-	Nitidulidae	<i>Meligethes nigrescens</i>	Steph., 1830	1	X		X	
50-.009-.001-	Nitidulidae	<i>Epuraea melanocephala</i>	(Marsh., 1802)	474	X		X	
50-.009-.017-	Nitidulidae	<i>Epuraea longula</i>	Er., 1845	1	X			X
50-.009-.018-	Nitidulidae	<i>Epuraea binotata</i>	Rtt., 1872	4	X			X
50-.009-.027-	Nitidulidae	<i>Epuraea unicolor</i>	(Ol., 1790)	9	X		X	
50-.009-.034-	Nitidulidae	<i>Epuraea melina</i>	Er., 1843	1	X		X	
50-.013-.002-	Nitidulidae	<i>Soronia grisea</i>	(L., 1758)	7	X		X	
50-.019-.001-	Nitidulidae	<i>Cychramus variegatus</i>	(Hbst., 1792)	35	X			X
50-.019-.002-	Nitidulidae	<i>Cychramus luteus</i>	(F., 1787)	12	X			X
50-.020-.001-	Nitidulidae	<i>Cryptarcha strigata</i>	(F., 1787)	1	X		X	X
50-.020-.002-	Nitidulidae	<i>Cryptarcha undata</i>	(Ol., 1790)	3	X		X	X
50-.021-.001-	Nitidulidae	<i>Glischrochilus quadriguttatus</i>	(F., 1776)	1	X			X
50-.021-.0021	Nitidulidae	<i>Glischrochilus quadrisignatus</i>	(Say, 1835)	6	X		X	
50-.022-.001-	Nitidulidae	<i>Pityophagus ferrugineus</i>	(L., 1761)	1	X			X
52-.0001.005-	Monotomidae	<i>Monotoma picipes</i>	Hbst., 1793	1	X			
52-.0001.009-	Monotomidae	<i>Monotoma longicollis</i>	(Gyll., 1827)	4	X			
52-.001-.009-	Monotomidae	<i>Rhizophagus bipustulatus</i>	(F., 1792)	9	X			X
53-.015-.002-	Cucujidae	<i>Pediacus dermestoides</i>	(F., 1792)	1	X			X
531.006-.002-	Silvanidae	<i>Silvanus unidentatus</i>	(F., 1792)	1	X			X
532.001-.001-	Phloeostichidae	<i>Phloeostichus denticollis</i>	Redt., 1842	10	X			X
54-.001-.001-	Erotylidae	<i>Tritoma bipustulata</i>	F., 1775	4	X			X
54-.002-.001-	Erotylidae	<i>Triplax aenea</i>	(Schall., 1783)	2	X			X
54-.002-.003-	Erotylidae	<i>Triplax russica</i>	(L., 1758)	1	X			X
54-.002-.008-	Erotylidae	<i>Triplax lepida</i>	(Fald., 1835)	2	X			X
54-.002-.009-	Erotylidae	<i>Triplax rufipes</i>	(F., 1775)	4	X			X
54-.003-.004-	Erotylidae	<i>Dacne bipustulata</i>	(Thunb., 1781)	69	X			X
541.002-.001-	Biphylidae	<i>Diplocoelus fagi</i>	Guer., 1844	15	X			X
55-.008-.010-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus fallax</i>	Balf.-Brown, 1953	34	X			
55-.008-.019-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus pubescens</i>	Sturm, 1845	14	X			
55-.008-.020-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus micaceus</i>	Rey, 1889	4	X			X
55-.008-.027-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus dentatus</i>	(Hbst., 1793)	18	X			
55-.008-.029-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus dorsalis</i>	Sahlb., 1834	18	X			X
55-.008-.034-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus scanicus</i>	(L., 1758)	15	X			
55-.008-.037-	Cryptophagidae	<i>Cryptophagus thomsoni</i>	Rtt., 1875	8	X			
55-.0081.005-	Cryptophagidae	<i>Micrambe abietis</i>	(Payk., 1798)	7	X			X
55-.011-.001-	Cryptophagidae	<i>Antherophagus nigricornis</i>	(F., 1787)	1	X			
55-.011-.003-	Cryptophagidae	<i>Antherophagus pallens</i>	(L., 1758)	1	X			
55-.014-.014-	Cryptophagidae	<i>Atomaria fuscata</i>	(Schönh., 1808)	6	X			
55-.014-.025-	Cryptophagidae	<i>Atomaria atricapilla</i>	Steph., 1830	8	X			
55-.014-.028-	Cryptophagidae	<i>Atomaria analis</i>	Er., 1846	4	X			
55-.014-.033-	Cryptophagidae	<i>Atomaria turgida</i>	Er., 1846	2	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
55-.014-.036-	Cryptophagidae	<i>Atomaria testacea</i>	Steph., 1830	27	X			
55-.014-.043-	Cryptophagidae	<i>Atomaria nigriventris</i>	Steph., 1830	5	X			
55-.014-.046-	Cryptophagidae	<i>Atomaria linearis</i>	Steph., 1830	37	X			
551.005-.002-	Languriidae	<i>Cryptophilus obliterated</i>	Rtt., 1874	1	X			
56-.001-.001-	Phalacridae	<i>Phalacrus coruscus</i>	(Panz., 1797)	3	X			
56-.002-.001-	Phalacridae	<i>Olibrus aeneus</i>	(F., 1792)	1	X		X	
56-.002-.004-	Phalacridae	<i>Olibrus corticalis</i>	(Panz., 1797)	1	X		X	
56-.003-.001-	Phalacridae	<i>Stilbus testaceus</i>	(Panz., 1797)	3	X		X	
561.001-.001-	Laemophloeidae	<i>Laemophloeus monilis</i>	(F., 1787)	25	X			X
561.002-.001-	Laemophloeidae	<i>Placonotus testaceus</i>	(F., 1787)	10	X			X
561.004-.007-	Laemophloeidae	<i>Cryptolestes corticinus</i>	(Er., 1846)	1	X			X
561.005-.003-	Laemophloeidae	<i>Leptophloeus alternans</i>	(Er., 1846)	1	X			X
58-.003-.0081.	Latridiidae	<i>Latridius hirtus</i>	(Gyll., 1827)	4	X			X
58-.004-.009-	Latridiidae	<i>Enicmus brevicornis</i>	(Mannh., 1844)	51	X			X
58-.004-.012-	Latridiidae	<i>Enicmus rugosus</i>	(Hbst., 1793)	105	X			
58-.004-.013-	Latridiidae	<i>Enicmus testaceus</i>	(Steph., 1830)	41	X			X
58-.004-.014-	Latridiidae	<i>Enicmus transversus</i>	(Ol., 1790)	26	X			
58-.004-.015-	Latridiidae	<i>Enicmus histrio</i>	JoyTomlin, 1910	2	X			
58-.005-.0031.	Latridiidae	<i>Cartodere nodifer</i>	(Westw., 1839)	9	X			
58-.005-.0051.	Latridiidae	<i>Cartodere australicus</i>	(Belon, 1887)	2	X			
58-.0061.001-	Latridiidae	<i>Stephostethus lardarius</i>	(DeGeer, 1775)	1	X			
58-.0061.006-	Latridiidae	<i>Stephostethus alternans</i>	(Mannh., 1844)	2	X			X
58-.007-.014-	Latridiidae	<i>Corticaria abietorum</i>	Motsch., 1867	1	X			X
58-.007-.017-	Latridiidae	<i>Corticaria polypori</i>	Sahlb., 1900	1	X			X
58-.007-.020-	Latridiidae	<i>Corticaria bella</i>	Redt., 1849	36	X			X
58-.007-.021-	Latridiidae	<i>Corticaria elongata</i>	(Gyll., 1827)	5	X			
58-.008-	Latridiidae	<i>Corticarina sp.</i>		5	X			
58-.008-.002-	Latridiidae	<i>Corticarina similata</i>	(Gyll., 1827)	407	X			
58-.008-.0021.	Latridiidae	<i>Corticarina lambiana</i>	(Shp., 1910)	16	X			X
58-.008-.003-	Latridiidae	<i>Corticarina obfuscata</i>	Strand, 1937	16	X			X
58-.008-.005-	Latridiidae	<i>Corticarina fuscula</i>	(Gyll., 1827)	41	X			
58-.008-.007-	Latridiidae	<i>Corticarina fulvipes</i>	(Com., 1837)	1	X			
58-.0081.001-	Latridiidae	<i>Corticarina gibbosa</i>	(Hbst., 1793)	1	X			
58-.009-.002-	Latridiidae	<i>Melanophthalma distinguenda</i>	(Com., 1837)	3	X			
58-.009-.006-	Latridiidae	<i>Melanophthalma taurica</i>	(Mannh., 1844)	39	X			
59-.003-.001-	Mycetophagidae	<i>Litargus connexus</i>	(Fourcr., 1785)	451	X			X
59-.004-.002-	Mycetophagidae	<i>Mycetophagus ater</i>	(Rtt., 1879)	1	X			X
59-.004-.006-	Mycetophagidae	<i>Mycetophagus atomarius</i>	(F., 1792)	1	X			X
59-.004-.008-	Mycetophagidae	<i>Mycetophagus multipunctatus</i>	F., 1792	2	X			X
59-.004-.010-	Mycetophagidae	<i>Mycetophagus populi</i>	F., 1798	7	X			X
59-.006-.001-	Mycetophagidae	<i>Berginus tamarisci</i>	Woll., 1854	1	X			
60-.003-.002-	Colydiidae	<i>Pycnomerus inexpectatus</i>	(Duval, 1859)	5	X			
60-.011-.001-	Colydiidae	<i>Coxelus pictus</i>	(Sturm, 1807)	9	X			X
60-.013-.001-	Colydiidae	<i>Synchita humeralis</i>	(F., 1792)	1	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
60-.016-.001.-	Colydiidae	<i>Bitoma crenata</i>	(F., 1775)	1	X			X
60-.018-.001.-	Colydiidae	<i>Colydium elongatum</i>	(F., 1787)	1	X			X
601.002-.001.-	Corylophidae	<i>Arthrolips obscurus</i>	(Sahlb., 1833)	123	X			X
601.004-.001.-	Corylophidae	<i>Sericoderus lateralis</i>	(Gyll., 1827)	10	X			
601.006-.001.-	Corylophidae	<i>Corylophus cassidoideus</i>	(Marsh., 1802)	1	X			
601.008-.003.-	Corylophidae	<i>Orthoperus atomus</i>	(Gyll., 1808)	23	X			X
601.008-.004.-	Corylophidae	<i>Orthoperus mundus</i>	Matth., 1885	1	X			X
61-.003-.001.-	Endomychidae	<i>Symbiotes latus</i>	Redt., 1849	2	X			X
61-.003-.002.-	Endomychidae	<i>Symbiotes gibberosus</i>	(Luc., 1849)	2	X			X
62-.006-.002.-	Coccinellidae	<i>Rhyzobius chrysomeloides</i>	(Hbst., 1792)	1	X			
62-.008-.003.-	Coccinellidae	<i>Scymnus frontalis</i>	(F., 1787)	1	X			
62-.008-.006.-	Coccinellidae	<i>Scymnus abietis</i>	(Payk., 1798)	11	X			
62-.008-.014.-	Coccinellidae	<i>Scymnus limbatus</i>	Steph., 1831	1	X			
62-.008-.015.-	Coccinellidae	<i>Scymnus suturalis</i>	Thunb., 1795	2	X			
62-.0081.004.-	Coccinellidae	<i>Nephus bipunctatus</i>	(Kug., 1794)	26	X			
62-.009-.001.-	Coccinellidae	<i>Stethorus punctillum</i>	Weise, 1891	6	X			
62-.013-.001.-	Coccinellidae	<i>Exochomus quadripustulatus</i>	(L., 1758)	78	X			
62-.017-.001.-	Coccinellidae	<i>Aphidecta oblitterata</i>	(L., 1758)	40	X			
62-.018-.003.-	Coccinellidae	<i>Hippodamia variegata</i>	(Goeze, 1777)	1	X			
62-.022-.001.-	Coccinellidae	<i>Tytthaspis sedecimpunctata</i>	(L., 1761)	1	X			
62-.023-.001.-	Coccinellidae	<i>Adalia conglomerata</i>	(L., 1758)	1	X			
62-.023-.002.-	Coccinellidae	<i>Adalia decempunctata</i>	(L., 1758)	16	X			
62-.025-.003.-	Coccinellidae	<i>Coccinella septempunctata</i>	L., 1758	14	X			
62-.028-.00?	Coccinellidae	<i>Harmonia axyridis</i>		26	X			
62-.031-.001.-	Coccinellidae	<i>Calvia decemguttata</i>	(L., 1767)	5	X			
62-.031-.002.-	Coccinellidae	<i>Calvia quatuordecimguttata</i>	(L., 1758)	2	X			
62-.032-.001.-	Coccinellidae	<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	(L., 1758)	8	X			
62-.034-.001.-	Coccinellidae	<i>Anatis ocellata</i>	(L., 1758)	2	X			
62-.035-.001.-	Coccinellidae	<i>Halyzia sedecimguttata</i>	(L., 1758)	34	X			
65-.001-.001.-	Lyctidae	<i>Octotemnus glabriculus</i>	(Gyll., 1827)	1	X			X
65-.003-.001.-	Lyctidae	<i>Ropalodontus perforatus</i>	(Gyll., 1813)	1	X			X
65-.005-.001.-	Lyctidae	<i>Sulcaxis affinis</i>	(Gyll., 1827)	1	X			X
65-.005-.002.-	Lyctidae	<i>Sulcaxis bidentulus</i>	(Rosh., 1847)	1	X			X
65-.006-.005.-	Lyctidae	<i>Cis comptus</i>	Gyll., 1827	2	X			X
65-.006-.006.-	Lyctidae	<i>Cis striatulus</i>	Mell., 1848	1	X			X
65-.006-.007.-	Lyctidae	<i>Cis hispidus</i>	(Payk., 1798)	4	X			X
65-.006-.010.-	Lyctidae	<i>Cis micans</i>	(F., 1792)	1	X			X
65-.006-.011.-	Lyctidae	<i>Cis boleti</i>	(Scop., 1763)	7	X			X
65-.006-.0111.	Lyctidae	<i>Cis rugulosus</i>	Mell., 1848	2	X			X
65-.0061.001.-	Lyctidae	<i>Orthocis alni</i>	(Gyll., 1813)	10	X			X
65-.0061.003.-	Lyctidae	<i>Orthocis linearis</i>	(Sahlb., 1901)	1	X			X
65-.0061.007.-	Lyctidae	<i>Orthocis vestitus</i>	(Mell., 1848)	1	X			X
65-.0061.009.-	Lyctidae	<i>Orthocis lucasi</i>	(Ab., 1874)	4	X			X
65-.007-.002.-	Lyctidae	<i>Ennearthron cornutum</i>	(Gyll., 1827)	13	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
67-.013-.002-	Bostrichidae	<i>Sinoxylon perforans</i>	(Schrk., 1789)	1	X			X
68-.001-.001-	Anobiidae	<i>Hedobia pubescens</i>	(Ol., 1790)	1	X			X
68-.001-.002-	Anobiidae	<i>Hedobia imperialis</i>	(L., 1767)	95	X			X
68-.002-.001-	Anobiidae	<i>Grynobius planus</i>	(F., 1787)	2	X			X
68-.003-.003-	Anobiidae	<i>Dryophilus pusillus</i>	(Gyll., 1808)	2	X			X
68-.005-.001-	Anobiidae	<i>Xestobium plumbeum</i>	(Ill., 1801)	189	X			X
68-.007-.005-	Anobiidae	<i>Ernobius abietis</i>	(F., 1792)	6	X			X
68-.007-.012-	Anobiidae	<i>Ernobius mollis</i>	(L., 1758)	1	X			X
68-.008-.002-	Anobiidae	<i>Oligomerus brunneus</i>	(Ol., 1790)	3	X			X
68-.008-.003-	Anobiidae	<i>Oligomerus retowskii</i>	Schilsky 1898	21	X			X
68-.010-.001-	Anobiidae	<i>Gastrallus immarginatus</i>	(Müll., 1821)	3	X			X
68-.010-.002-	Anobiidae	<i>Gastrallus laevigatus</i>	(Ol., 1790)	8	X			X
68-.012-.003-	Anobiidae	<i>Anobium inexpectatum</i>	Lohse, 1954	2	X			X
68-.012-.004-	Anobiidae	<i>Anobium nitidum</i>	F., 1792	8	X			X
68-.012-.005-	Anobiidae	<i>Anobium costatum</i>	Arrag., 1830	161	X			X
68-.012-.006-	Anobiidae	<i>Anobium fulvicorne</i>	Sturm, 1837	3	X			X
68-.012-.007-	Anobiidae	<i>Anobium rufipenne</i>	(Duft., 1825)	100	X			X
68-.012-.009-	Anobiidae	<i>Anobium thomsoni</i>	(Kr., 1881)	1	X			X
68-.014-.001-	Anobiidae	<i>Ptilinus pectinicornis</i>	(L., 1758)	103	X	X		X
68-.016-.007-	Anobiidae	<i>Xyletinus fibyensis</i>	Lundblad, 1949	1	X			X
68-.022-.003-	Anobiidae	<i>Dorcatoma chrysolina</i>	Sturm, 1837	2	X			X
68-.022-.007-	Anobiidae	<i>Dorcatoma robusta</i>	Strand, 1938	2	X			X
69-.008-.007-	Ptinidae	<i>Ptinus bicinctus</i>	Sturm, 1837	1	X			X
69-.008-.011-	Ptinidae	<i>Ptinus calcaratus</i>	Kiesw., 1877	3	X			X
69-.008-.013-	Ptinidae	<i>Ptinus subpilosus</i>	Sturm, 1837	3	X		X	
69-.008-.016-	Ptinidae	<i>Ptinus dubius</i>	Sturm, 1837	1	X		X	
69-.008-.017-	Ptinidae	<i>Ptinus sexpunctatus</i>	Panz., 1795	1	X			X
70-.002-.001-	Oedemeridae	<i>Sparedrus testaceus</i>	(And., 1797)	2	X			X
70-.004-.0021.	Oedemeridae	<i>Nacertes carniolica</i>	(Gistl., 1832)	27	X			X
70-.006-.001-	Oedemeridae	<i>Chrysanthia viridissima</i>	(L., 1758)	2	X			X
70-.007-.002-	Oedemeridae	<i>Ischnomera caerulea</i>	(L., 1758)	3	X			X
70-.007-.003-	Oedemeridae	<i>Ischnomera cinerascens</i>	(Pand., 1867)	2	X			X
70-.010-.002-	Oedemeridae	<i>Oedemera podagrariae</i>	(L., 1767)	1	X			X
70-.010-.014-	Oedemeridae	<i>Oedemera femoralis</i>	(Ol., 1803)	19	X			X
711.001-.001-	Salpingidae	<i>Lissodema cursor</i>	(Gyll., 1813)	3	X			X
711.001-.002-	Salpingidae	<i>Lissodema denticolle</i>	(Gyll., 1813)	1	X			X
711.003-.001-	Salpingidae	<i>Rabocerus foveolatus</i>	(Ljungh, 1823)	1	X			X
711.004-.004-	Salpingidae	<i>Sphaeriestes rexy</i>	(Ab., 1874)	1	X			X
711.005-.001-	Salpingidae	<i>Vincenzellus ruficollis</i>	(Panz., 1794)	9	X			X
711.006-.001-	Salpingidae	<i>Salpingus aeneus</i>	(Ol., 1790)	1	X			X
711.006-.002-	Salpingidae	<i>Salpingus planirostris</i>	(F., 1787)	98	X			X
711.006-.003-	Salpingidae	<i>Salpingus ruficollis</i>	(L., 1761)	29	X			X
72-.001-.001-	Pyrochroidae	<i>Pyrochroa coccinea</i>	(L., 1761)	2	X			X
72-.002-.001-	Pyrochroidae	<i>Schizotus pectinicornis</i>	(L., 1758)	4	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
73-.001-.003-	Scraptiidae	<i>Scraptia fuscula</i>	Müll., 1821	2	X			X
73-.004-	Scraptiidae	<i>Anaspis sp.</i>		48	X			
73-.004-.001-	Scraptiidae	<i>Anaspis humeralis</i>	(F., 1775)	1	X			X
73-.004-.006-	Scraptiidae	<i>Anaspis lurida</i>	Steph., 1832	5	X			X
73-.004-.009-	Scraptiidae	<i>Anaspis frontalis</i>	(L., 1758)	17	X			X
73-.004-.010-	Scraptiidae	<i>Anaspis maculata</i>	(Fourcr., 1785)	4	X		X	X
73-.004-.011-	Scraptiidae	<i>Anaspis marginicollis</i>	Lindberg, 1925	2	X		X	X
73-.004-.012-	Scraptiidae	<i>Anaspis thoracica</i>	(L., 1758)	19	X		X	X
73-.004-.013-	Scraptiidae	<i>Anaspis ruficollis</i>	(F., 1792)	12	X			X
73-.004-.014-	Scraptiidae	<i>Anaspis pulicaria</i>	Costa, 1854	1	X			X
73-.004-.017-	Scraptiidae	<i>Anaspis garneysi</i>	Fowl., 1889	6	X			X
73-.004-.019-	Scraptiidae	<i>Anaspis rufilabris</i>	(Gyll., 1827)	73	X			X
73-.004-.020-	Scraptiidae	<i>Anaspis melanostoma</i>	Costa, 1854	2	X			X
73-.004-.021-	Scraptiidae	<i>Anaspis costai</i>	Em., 1876	4	X			X
73-.004-.022-	Scraptiidae	<i>Anaspis flava</i>	(L., 1758)	15	X			X
74-.003-.001-	Aderidae	<i>Euglenes pygmaeus</i>	(DeGeer, 1774)	2	X			X
74-.003-.002-	Aderidae	<i>Euglenes oculus</i>	(Payk.)	1	X			X
75-.0046.002-	Anthicidae	<i>Hirticomus hispidus</i>	(Rossi, 1792)	1	X		X	
75-.0047.001-	Anthicidae	<i>Clavicomus optabilis</i>	(Laf., 1848)	1	X		X	
76-.002-.004-	Meloidae	<i>Mylabris variabilis</i>	(Pall., 1782)	1	X		X	
79-.001-.001-	Mordellidae	<i>Tomoxia bucephala</i>	Costa, 1854	10	X		X	X
79-.002-.003-	Mordellidae	<i>Variimorda basalis</i>	(Costa, 1854)	4	X		X	X
79-.006-.001-	Mordellidae	<i>Curtimorda maculosa</i>	(Naez., 1794)	1	X		X	X
79-.011-.052-	Mordellidae	<i>Mordellistena neuwaldeggiana</i>	(Panz., 1796)	21	X		X	X
79-.011-.053-	Mordellidae	<i>Mordellistena variegata</i>	(F., 1798)	29	X		X	X
79-.011-.054-	Mordellidae	<i>Mordellistena humeralis</i>	(L., 1758)	10	X		X	X
79-.012-.001-	Mordellidae	<i>Mordellochroa abdominalis</i>	(F., 1775)	2	X		X	X
80-.005-.002-	Melandryidae	<i>Orchesia micans</i>	(Panz., 1794)	4	X			X
80-.005-.004-	Melandryidae	<i>Orchesia minor</i>	Walk., 1837	1	X			X
80-.005-.006-	Melandryidae	<i>Orchesia undulata</i>	Kr., 1853	3	X			X
80-.006-.001-	Melandryidae	<i>Anisoxya fuscula</i>	(Ill., 1798)	4	X			X
80-.007-.002-	Melandryidae	<i>Abdera flexuosa</i>	(Payk., 1799)	4	X			X
80-.009-.002-	Melandryidae	<i>Phloiotrya rufipes</i>	(Gyll., 1810)	7	X			X
80-.010-.001-	Melandryidae	<i>Rushia parreyssi</i>	(Muls., 1856)	1	X			X
80-.012-.001-	Melandryidae	<i>Serropalpus barbatus</i>	(Schall., 1783)	1	X			X
80-.018-.001-	Melandryidae	<i>Conopalpus testaceus</i>	(Ol., 1790)	10	X			X
80-.019-.001-	Melandryidae	<i>Osphya bipunctata</i>	(F., 1775)	3	X			X
81-.001-.002-	Lagriidae	<i>Lagria atripes</i>	Muls. Guillb., 1855	1	X		X	
82-.001-.002-	Alleculidae	<i>Allecula morio</i>	(F., 1787)	1	X			X
82-.003-.001-	Alleculidae	<i>Prionychus ater</i>	(F., 1775)	2	X			X
82-.003-.002-	Alleculidae	<i>Prionychus melanarius</i>	(Germ., 1813)	2	X			X
82-.005-.001-	Alleculidae	<i>Pseudocistela ceramboides</i>	(L., 1761)	3	X			X
82-.006-.001-	Alleculidae	<i>Gonodera luperus</i>	(Hbst., 1783)	45	X			
82-.008-.001-	Alleculidae	<i>Mycetochara flavipes</i>	(F., 1792)	1	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
82-008-002-	Alleculidae	<i>Mycetochara axillaris</i>	(Payk., 1799)	3	X			X
82-008-006-	Alleculidae	<i>Mycetochara humeralis</i>	(F., 1787)	2	X			X
82-008-011-	Alleculidae	<i>Mycetochara linearis</i>	(Ill., 1794)	12	X			X
82-011-001-	Alleculidae	<i>Omophlus lepturoides</i>	(F., 1787)	8	X		X	
83-019-001-	Tenebrionidae	<i>Scaphidema metallicum</i>	(F., 1792)	1	X			X
83-023-009-	Tenebrionidae	<i>Corticeus linearis</i>	F., 1790	2	X			X
83-024-002-	Tenebrionidae	<i>Palorus depressus</i>	(F., 1790)	1	X		X	
83-025-002-	Tenebrionidae	<i>Tribolium castaneum</i>	(Hbst., 1797)	4	X		X	
83-039-001-	Tenebrionidae	<i>Stenomax aeneus</i>	(Scop., 1763)	5	X			X
841.001-004-	Trogidae	<i>Trox scaber</i>	(L., 1767)	1	X			
85-019-033-	Trogidae	<i>Aphodius distinctus</i>	(Müll., 1776)	1	X			
85-019-044-	Trogidae	<i>Aphodius prodromus</i>	(Brahm, 1790)	25	X			
85-019-060-	Trogidae	<i>Aphodius fimetarius</i>	(L., 1758)	1	X			
85-019-073-	Trogidae	<i>Aphodius sordidus</i>	(F., 1775)	1	X			
85-019-086-	Trogidae	<i>Aphodius granarius</i>	(L., 1767)	2	X			
85-024-001-	Trogidae	<i>Pleurophorus caesus</i>	(Creutz., 1796)	6	X			
85-030-006-	Trogidae	<i>Amphimallon burmeisteri</i>	(Brenske, 1892)	1	X		X	
85-033-002-	Trogidae	<i>Melolontha melolontha</i>	(L., 1758)	1	X		X	
85-037-001-	Trogidae	<i>Phyllopertha horticola</i>	(L., 1758)	3	X		X	
85-045-001-	Trogidae	<i>Cetonia aurata</i>	(L., 1761)	28	X			X
85-047-003-	Trogidae	<i>Protaetia aeruginosa</i>	(Drury, 1770)	8	X		X	X
85-047-005-	Trogidae	<i>Protaetia fieberi</i>	(Kr., 1880)	1	X		X	X
85-047-006-	Trogidae	<i>Protaetia cuprea</i>	(F., 1775)	7	X		X	
85-047-008-	Trogidae	<i>Protaetia lugubris</i>	(Hbst., 1786)	5	X		X	X
85-050-001-	Trogidae	<i>Gnorimus nobilis</i>	(L., 1758)	11	X			X
86-003-002-	Lucanidae	<i>Platycerus caraboides</i>	(L., 1758)	19	X			X
86-005-001-	Lucanidae	<i>Sinodendron cylindricum</i>	(L., 1758)	1	X			X
87-009-001-	Cerambycidae	<i>Asemum striatum</i>	(L., 1758)	1	X			X
87-011-001-	Cerambycidae	<i>Rhagium bifasciatum</i>	F., 1775	3	X			X
87-011-002-	Cerambycidae	<i>Rhagium sycophanta</i>	(Schrk., 1781)	5	X			X
87-011-003-	Cerambycidae	<i>Rhagium mordax</i>	(DeGeer, 1775)	4	X			X
87-015-001-	Cerambycidae	<i>Stenocorus meridianus</i>	(L., 1758)	11	X	X		X
87-0201.001-	Cerambycidae	<i>Dinoptera collaris</i>	(L., 1758)	1	X	X		X
87-023-001-	Cerambycidae	<i>Grammoptera ustulata</i>	(Schall., 1783)	2	X	X		X
87-023-002-	Cerambycidae	<i>Grammoptera ruficornis</i>	(F., 1781)	9	X	X		X
87-023-003-	Cerambycidae	<i>Grammoptera abdominalis</i>	(Steph., 1831)	1	X	X		X
87-024-001-	Cerambycidae	<i>Alosterna tabacicolor</i>	(DeGeer, 1775)	6	X	X		X
87-027-0041.	Cerambycidae	<i>Leptura maculata</i>	(Poda, 1761)	4	X			X
87-0272.001-	Cerambycidae	<i>Pseudovadonia livida</i>	(F., 1776)	1	X		X	
87-0274.004-	Cerambycidae	<i>Corymbia maculicornis</i>	(DeGeer, 1775)	1	X			X
87-0274.009-	Cerambycidae	<i>Corymbia scutellata</i>	(F., 1781)	1	X	X		X
87-0291.001-	Cerambycidae	<i>Pedostrangalia revestita</i>	(L., 1767)	12	X	X		X
87-0293.001-	Cerambycidae	<i>Stenurella melanura</i>	(L., 1758)	1	X			X
87-037-002-	Cerambycidae	<i>Obrium brunneum</i>	(F., 1792)	2	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
87-.039-.001.-	Cerambycidae	<i>Molorchus minor</i>	(L., 1758)	1	X			X
87-.039-.002.-	Cerambycidae	<i>Molorchus umbellatarum</i>	(Schreb., 1759)	5	X			X
87-.042-.001.-	Cerambycidae	<i>Callimus angulatus</i>	(Schrk., 1789)	11	X	X		X
87-.047-.001.-	Cerambycidae	<i>Anisarthron barbipes</i>	(Schrk., 1781)	3	X			X
87-.053-.003.-	Cerambycidae	<i>Callidium aeneum</i>	(DeGeer, 1775)	1	X			X
87-.054-.001.-	Cerambycidae	<i>Pyrrhidium sanguineum</i>	(L., 1758)	1	X			X
87-.055-.001.-	Cerambycidae	<i>Phymatodes testaceus</i>	(L., 1758)	4	X	X		X
87-.055-.003.-	Cerambycidae	<i>Phymatodes pusillus</i>	(F., 1787)	1	X			X
87-.057-.004.-	Cerambycidae	<i>Xylotrechus antilope</i>	(Schönh., 1817)	1	X			X
87-.058-.001.-	Cerambycidae	<i>Clytus tropicus</i>	Panz., 1795	1	X			X
87-.058-.003.-	Cerambycidae	<i>Clytus arietis</i>	(L., 1758)	8	X	X		X
87-.063-.001.-	Cerambycidae	<i>Anaglyptus mysticus</i>	(L., 1758)	8	X	X		X
87-.071-.002.-	Cerambycidae	<i>Mesosa nebulosa</i>	(F., 1781)	8	X	X		X
87-.075-.007.-	Cerambycidae	<i>Pogonocherus decoratus</i>	Fairm., 1855	1	X			X
87-.078-.001.-	Cerambycidae	<i>Leiopus nebulosus</i>	(L., 1758)	11	X	X		X
87-.080-.001.-	Cerambycidae	<i>Exocentrus adpersus</i>	Muls., 1846	15	X			X
87-.087-.002.-	Cerambycidae	<i>Tetrops starkii</i>	Chevr., 1859	1	X			X
88-.004-.001.-	Chrysomelidae	<i>Orsodacne cerasi</i>	(L., 1758)	15	X		X	
88-.0061.003.-	Chrysomelidae	<i>Oulema gallaeciana</i>	(Heyden, 1870)	13	X		X	
88-.0061.005.-	Chrysomelidae	<i>Oulema melanopus</i>	(L., 1758)	2	X		X	
88-.017-.071.-	Chrysomelidae	<i>Cryptcephalus pusillus</i>	F., 1777	1	X	X	X	
88-.018-.001.-	Chrysomelidae	<i>Oomorpha concolor</i>	(Sturm, 1807)	1	X		X	
88-.023-.011.-	Chrysomelidae	<i>Chrysolina staphylaea</i>	(L., 1758)	1	X		X	
88-.028-.001.-	Chrysomelidae	<i>Gastrophysa polygoni</i>	(L., 1758)	1	X		X	
88-.036-.005.-	Chrysomelidae	<i>Phratora vitellinae</i>	(L., 1758)	1	X		X	
88-.039-.002.-	Chrysomelidae	<i>Galerucella griseascens</i>	(Joann., 1866)	1	X		X	
88-.0451.002.-	Chrysomelidae	<i>Calomicrus pinicola</i>	(Duft., 1825)	1	X		X	
88-.049-.002.-	Chrysomelidae	<i>Phyllotreta vittula</i>	(Redt., 1849)	83	X		X	
88-.049-.005.-	Chrysomelidae	<i>Phyllotreta undulata</i>	(Kutsch., 1860)	1	X		X	
88-.049-.014.-	Chrysomelidae	<i>Phyllotreta atra</i>	(F., 1775)	2	X		X	
88-.049-.015.-	Chrysomelidae	<i>Phyllotreta cruciferae</i>	(Goeze, 1777)	3	X		X	
88-.049-.021.-	Chrysomelidae	<i>Phyllotreta nigripes</i>	(F., 1775)	54	X		X	
88-.050-.012.-	Chrysomelidae	<i>Aphthona pygmaea</i>	(Kutsch., 1861)	325	X		X	
88-.050-.014.-	Chrysomelidae	<i>Aphthona venustula</i>	(Kutsch., 1861)	37	X		X	
88-.050-.015.-	Chrysomelidae	<i>Aphthona euphorbiae</i>	(Schrk., 1781)	123	X		X	
88-.051-.001.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus pellucidus</i>	(Foudr., 1860)	2	X		X	
88-.051-.017.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus melanocephalus</i>	(DeGeer, 1775)	2	X		X	
88-.051-.0171.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus kutscherae</i>	Rye, 1872	2	X		X	
88-.051-.033.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus nasturtii</i>	(F., 1792)	1	X		X	
88-.051-.039.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus luridus</i>	(Scop., 1763)	3	X		X	
88-.051-.045.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus rubellus</i>	(Foudr., 1860)	4	X		X	
88-.051-.053.-	Chrysomelidae	<i>Longitarsus parvulus</i>	(Payk., 1799)	2	X		X	
88-.052-.999.-	Chrysomelidae	<i>Altica sp.</i>		1	X		X	
88-.066-.003.-	Chrysomelidae	<i>Chaetocnema concinna</i>	(Marsh., 1802)	3	X		X	

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
88-.066-.004.-	Chrysomelidae	<i>Chaetocnema laevicollis</i>	(Thoms., 1866)	2	X		X	
88-.066-.011.-	Chrysomelidae	<i>Chaetocnema aridula</i>	(Gyll., 1827)	1	X		X	
88-.066-.017.-	Chrysomelidae	<i>Chaetocnema hortensis</i>	(Fourcr., 1785)	2	X		X	
88-.072-.007.-	Chrysomelidae	<i>Psylliodes chrysocephala</i>	(L., 1758)	1	X		X	
88-.076-.005.-	Chrysomelidae	<i>Cassida nebulosa</i>	L., 1758	1	X		X	
89-.003-.005.-	Bruchidae	<i>Bruchus rufimanus</i>	Boh., 1833	46	X		X	
89-.003-.011.-	Bruchidae	<i>Bruchus brachialis</i>	Fahr., 1839	1	X		X	
89-.003-.012.-	Bruchidae	<i>Bruchus viciae</i>	Ol., 1795	1	X		X	
89-.004-.016.-	Bruchidae	<i>Bruchidius seminarius</i>	(L., 1767)	2	X		X	
90-.007-.002.-	Anthribidae	<i>Rhaphitropis oxyacanthae</i>	(Bris., 1863)	5	X	X		X
90-.008-.001.-	Anthribidae	<i>Dissolucas niveirostris</i>	(F., 1798)	1	X	X		X
90-.010-.001.-	Anthribidae	<i>Anthrribus albinus</i>	(L., 1758)	10	X	X		X
90-.012-.003.-	Anthribidae	<i>Brachytarsus nebulosus</i>	(Forst., 1771)	345	X			
91-.001-.003.-	Scolytidae	<i>Scolytus intricatus</i>	(Ratz., 1837)	14	X			X
91-.001-.005.-	Scolytidae	<i>Scolytus carpini</i>	(Ratz., 1837)	8	X			X
91-.001-.014.-	Scolytidae	<i>Scolytus multistriatus</i>	(Marsh., 1802)	1	X			X
91-.002-.001.-	Scolytidae	<i>Phthorophloeus spinulosus</i>	Rey, 1883	1	X			X
91-.004-.002.-	Scolytidae	<i>Hylastes opacus</i>	Er., 1836	3	X			X
91-.004-.003.-	Scolytidae	<i>Hylastes cunicularius</i>	Er., 1836	1	X			X
91-.005-.002.-	Scolytidae	<i>Hylurgops palliatus</i>	(Gyll., 1813)	5	X			X
91-.006-.001.-	Scolytidae	<i>Tomicus minor</i>	(Hartig, 1834)	8	X			X
91-.007-.001.-	Scolytidae	<i>Hylurgus ligniperda</i>	(F., 1792)	1	X			X
91-.010-.001.-	Scolytidae	<i>Polygraphus grandiclava</i>	Thoms., 1886	4	X			X
91-.011-.001.-	Scolytidae	<i>Hylesinus crenatus</i>	(F., 1787)	3	X			X
91-.011-.002.-	Scolytidae	<i>Hylesinus oleiperda</i>	(F., 1792)	17	X			X
91-.012-.001.-	Scolytidae	<i>Leperisinus fraxini</i>	(Panz., 1799)	86	X			X
91-.014-.001.-	Scolytidae	<i>Pteleobius vittatus</i>	(F., 1787)	2	X			X
91-.016-.001.-	Scolytidae	<i>Xylechinus pilosus</i>	(Ratz., 1837)	1	X			X
91-.020-.001.-	Scolytidae	<i>Crypturgus cinereus</i>	(Hbst., 1793)	3	X			X
91-.026-.001.-	Scolytidae	<i>Cryphalus piceae</i>	(Ratz., 1837)	5	X			X
91-.027-.001.-	Scolytidae	<i>Ernoporus fagi</i>	(F., 1778)	792	X	X		X
91-.028-.001.-	Scolytidae	<i>Ernoporus tiliae</i>	(Panz., 1793)	6	X			X
91-.029-.002.-	Scolytidae	<i>Pityophthorus pityographus</i>	(Ratz., 1837)	10	X			X
91-.029-.003.-	Scolytidae	<i>Pityophthorus pubescens</i>	(Marsh., 1802)	2	X			X
91-.029-.004.-	Scolytidae	<i>Pityophthorus lichtensteini</i>	(Ratz., 1837)	2	X			X
91-.031-.003.-	Scolytidae	<i>Taphrorhynchus bicolor</i>	(Hbst., 1793)	215	X	X		X
91-.032-.001.-	Scolytidae	<i>Pityogenes chalcographus</i>	(L., 1761)	16	X			X
91-.032-.004.-	Scolytidae	<i>Pityogenes bistridentatus</i>	(Eichh., 1879)	10	X			X
91-.032-.005.-	Scolytidae	<i>Pityogenes quadridens</i>	(Hartig, 1834)	1	X			X
91-.033-.001.-	Scolytidae	<i>Pityokteines spinidens</i>	(Rtt., 1894)	1	X			X
91-.033-.003.-	Scolytidae	<i>Pityokteines vorontzowi</i>	(Jacobs., 1895)	1	X			X
91-.035-.006.-	Scolytidae	<i>Ips cembrae</i>	(Heer, 1836)	1	X			X
91-.036-.001.-	Scolytidae	<i>Xyleborus dispar</i>	(F., 1792)	10	X			X
91-.036-.004.-	Scolytidae	<i>Xyleborus saxeseni</i>	(Ratz., 1837)	288	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
91-.036-.005.-	Scolytidae	<i>Xyleborus monographus</i>	(F., 1792)	14	X			X
91-.036-.007.-	Scolytidae	<i>Xyleborus dryographus</i>	(Ratz., 1837)	1	X			X
91-.036-.008.-	Scolytidae	<i>Xyleborus germanus</i>	(Blandf., 1894)	12	X	X		X
91-.036-.009.-	Scolytidae	<i>Xyleborus alni</i>	Nijjima, 1909	2	X			X
91-.036-.010.-	Scolytidae	<i>Xyleborus peregrinus</i>	Eggers, 1944	203	X			X
91-.038-.001.-	Scolytidae	<i>Xyloterus domesticus</i>	(L., 1758)	776	X			X
91-.038-.002.-	Scolytidae	<i>Xyloterus signatus</i>	(F., 1787)	1	X			X
921.001-.001.-	Cimberidae	<i>Cimberis attelaboides</i>	(F., 1787)	1	X		X	
921.002-.001.-	Cimberidae	<i>Doydirhynchus austriacus</i>	(Ol., 1807)	5	X		X	
923.003-.003.-	Rhynchitidae	<i>Lasiorhynchites olivaceus</i>	(Gyll., 1833)	96	X		X	
923.004-.002.-	Rhynchitidae	<i>Caenorhinus aeneovirens</i>	(Marsh., 1802)	1	X		X	
923.004-.003.-	Rhynchitidae	<i>Caenorhinus interpunctatus</i>	(Steph., 1831)	1	X		X	
923.006-.001.-	Rhynchitidae	<i>Byctiscus betulae</i>	(L., 1758)	3	X		X	
923.007-.004.-	Rhynchitidae	<i>Deporaus betulae</i>	(L., 1758)	43	X		X	
924.001-.001.-	Attelabidae	<i>Attelabus nitens</i>	(Scop., 1763)	1	X		X	
925.003-.004.-	Apionidae	<i>Ceratapion gibbirostre</i>	(Gyll., 1813)	2	X		X	
925.017-.001.-	Apionidae	<i>Trichopterapion holosericeum</i>	(Gyll., 1833)	11	X		X	
925.021-.008.-	Apionidae	<i>Protapion apricans</i>	(Hbst., 1797)	1	X		X	
925.034-.005.-	Apionidae	<i>Ischnopterapion virens</i>	(Hbst., 1797)	1	X		X	
925.042-.004.-	Apionidae	<i>Oxystoma cerdo</i>	(Gerst., 1854)	1	X		X	
93-.021-.006.-	Curculionidae	<i>Phyllobius virideaeris</i>	(Laich., 1781)	1	X		X	
93-.021-.008.-	Curculionidae	<i>Phyllobius oblongus</i>	(L., 1758)	2	X		X	
93-.021-.017.-	Curculionidae	<i>Phyllobius maculicornis</i>	Germ., 1824	59	X		X	
93-.021-.019.-	Curculionidae	<i>Phyllobius argentatus</i>	(L., 1758)	22	X		X	
93-.021-.023.-	Curculionidae	<i>Phyllobius betulinus</i>	(Bechst. Scharf., 1805)	17	X		X	
93-.027-.001.-	Curculionidae	<i>Polydrusus impar</i>	Goz., 1882	1	X		X	
93-.027-.002.-	Curculionidae	<i>Polydrusus marginatus</i>	Steph., 1831	3	X		X	
93-.027-.003.-	Curculionidae	<i>Polydrusus pallidus</i>	Gyll., 1834	51	X		X	
93-.027-.007.-	Curculionidae	<i>Polydrusus pterygomalis</i>	Boh., 1840	55	X		X	
93-.027-.010.-	Curculionidae	<i>Polydrusus prasinus</i>	(Ol., 1790)	1	X		X	
93-.027-.016.-	Curculionidae	<i>Polydrusus undatus</i>	(F., 1781)	28	X		X	
93-.027-.023.-	Curculionidae	<i>Polydrusus sericeus</i>	(Schall., 1783)	2	X		X	
93-.027-.026.-	Curculionidae	<i>Polydrusus mollis</i>	(Ström, 1768)	2	X		X	
93-.028-.002.-	Curculionidae	<i>Pachyrhinus lethierryi</i>	Desbrochers 1875	1	X		X	
93-.037-.011.-	Curculionidae	<i>Barypeithes pellucidus</i>	(Boh., 1834)	1	X		X	
93-.040-.002.-	Curculionidae	<i>Strophosoma melanogrammum</i>	(Forst., 1771)	36	X		X	
93-.044-.008.-	Curculionidae	<i>Sitona ambiguus</i>	Gyll., 1834	1	X		X	
93-.044-.010.-	Curculionidae	<i>Sitona lineatus</i>	(L., 1758)	9	X		X	
93-.044-.019.-	Curculionidae	<i>Sitona macularius</i>	(Marsh., 1802)	3	X		X	
93-.044-.021.-	Curculionidae	<i>Sitona hispidulus</i>	(F., 1777)	1	X		X	
93-.044-.024.-	Curculionidae	<i>Sitona humeralis</i>	Steph., 1831	4	X		X	
93-.074-.001.-	Curculionidae	<i>Euophryum confine</i>	(Broun, 1881)	18	X			X
93-.078-.003.-	Curculionidae	<i>Rhyncolus sculpturatus</i>	Waltl, 1839	1	X			X
93-.078-.005.-	Curculionidae	<i>Rhyncolus punctatulus</i>	Boh., 1838	10	X			X

EDV-Code	Familie	Art	Autor	Individuen	a) Käfer gesamt	b) Buchen- Käfer	c) phytophage Käfer	d) xylobionte Käfer
93-.081-.001-	Curculionidae	<i>Stereocorynes truncorum</i>	(Germ., 1824)	1	X			X
93-.089-.001-	Curculionidae	<i>Tanysphyrus lemnae</i>	(Payk., 1792)	1	X		X	
93-.104-.019-	Curculionidae	<i>Tychius picirostris</i>	(F., 1787)	2	X		X	
93-.106-.017-	Curculionidae	<i>Anthonomus phyllocola</i>	(Hbst., 1795)	3	X		X	
93-.107-.001-	Curculionidae	<i>Furcipes rectirostris</i>	(L., 1758)	2	X		X	
93-.108-.001-	Curculionidae	<i>Brachonyx pineti</i>	(Payk., 1792)	4	X		X	
93-.110-.002-	Curculionidae	<i>Curculio venosus</i>	(Grav., 1807)	3	X		X	
93-.110-.006-	Curculionidae	<i>Curculio glandium</i>	Marsh., 1802	4	X		X	
93-.110-.009-	Curculionidae	<i>Curculio crux</i>	F., 1776	1	X		X	
93-.110-.011-	Curculionidae	<i>Curculio pyrrhoceras</i>	Marsh., 1802	2	X		X	
93-.112-.006-	Curculionidae	<i>Magdalis cerasi</i>	(L., 1758)	1	X			X
93-.125-.014-	Curculionidae	<i>Hypera meles</i>	(F., 1792)	3	X		X	
93-.125-.025-	Curculionidae	<i>Hypera viciae</i>	(Gyll., 1813)	1	X		X	
93-.125-.030-	Curculionidae	<i>Hypera nigrirostris</i>	(F., 1775)	3	X		X	
93-.135-.010-	Curculionidae	<i>Acalles misellus</i>	Boh., 1844	3	X			X
93-.135-.011-	Curculionidae	<i>Acalles lemur</i>	(Germ., 1824)	7	X			X
93-.137-.012-	Curculionidae	<i>Baris coerulea</i>	(Scop., 1763)	1	X		X	
93-.159-.001-	Curculionidae	<i>Micrelus ericae</i>	(Gyll., 1813)	1	X		X	
93-.163-.003-	Curculionidae	<i>Ceutorhynchus erysimi</i>	(F., 1787)	2	X		X	
93-.163-.023-	Curculionidae	<i>Ceutorhynchus pallidactylus</i>	(Marsh., 1802)	8	X		X	
93-.163-.038-	Curculionidae	<i>Ceutorhynchus napi</i>	Gyll., 1837	3	X		X	
93-.163-.040-	Curculionidae	<i>Ceutorhynchus obstructus</i>	(Marsh., 1802)	2	X		X	
93-.163-.0601.	Curculionidae	<i>Ceutorhynchus floralis</i>	(Payk., 1792)	1	X		X	
93-.174-.002-	Curculionidae	<i>Gymnetron labile</i>	(Hbst., 1795)	1	X		X	
93-.174-.006-	Curculionidae	<i>Gymnetron rostellum</i>	(Hbst., 1795)	1	X		X	
93-.174-.018-	Curculionidae	<i>Gymnetron antirrhini</i>	(Payk., 1800)	1	X		X	
93-.176-.002-	Curculionidae	<i>Cionus tuberculosus</i>	(Scop., 1763)	8	X		X	
93-.176-.004-	Curculionidae	<i>Cionus hortulanus</i>	(Fourcr., 1785)	8	X		X	
93-.176-.012-	Curculionidae	<i>Cionus olivieri</i>	Rosensch., 1838	1	X		X	
93-.178-.001-	Curculionidae	<i>Stereonychus fraxini</i>	(DeGeer, 1775)	1	X		X	
93-.180-.004-	Curculionidae	<i>Rhynchaenus pilosus</i>	(F., 1781)	2	X		X	
93-.180-.005-	Curculionidae	<i>Rhynchaenus quercus</i>	(L., 1758)	3	X		X	
93-.180-.007-	Curculionidae	<i>Rhynchaenus signifer</i>	(Creutz., 1799)	1	X		X	
93-.180-.013-	Curculionidae	<i>Rhynchaenus fagi</i>	(L., 1758)	3308	X	X	X	

Anhang-Tab. 3. Liste der 59 gefangenen Zikadenarten mit Individuenzahlen

Familie	Art	Autor	Individuen
Cicadellidae	<i>Acericerus heydenii</i>	(Kirschbaum, 1868)	46
Cicadellidae	<i>Acericerus ribauti</i>	Nickel & Remane, 2002	3
Cicadellidae	<i>Alebra albostriella</i>	(Fallén, 1826)	3
Cicadellidae	<i>Alebra viridis</i>	Rey, 1894	97
Cicadellidae	<i>Allygidius atomarius</i>	(Fabricius, 1794)	3
Cicadellidae	<i>Allygus communis</i>	(Ferrari, 1882)	21
Cicadellidae	<i>Allygus mixtus</i>	(Fabricius, 1794)	26
Cicadellidae	<i>Alnetoidia alneti</i>	(Dahlbom, 1850)	9
Cicadellidae	<i>Anaceratagallia ribauti</i>	(Ossiannilsson, 1938)	1
Cicadellidae	<i>Anoplotettix spec.</i>	Metcalf, 1955	4
Cicadellidae	<i>Aphrodes bicincta</i>	(Schrank, 1776)	1
Aphrophoridae	<i>Aphrophora alni</i>	(Fallén, 1805)	6
Cicadellidae	<i>Arboridia ribauti</i>	(Ossiannilsson, 1937)	18
Cicadellidae	<i>Arboridia spathulata</i>	(Ribaut, 1931)	1
Cicadellidae	<i>Arboridia velata</i>	(Ribaut, 1952)	1
Cixiidae	<i>Cixius cunicularius</i>	(Linnaeus, 1767)	1
Cixiidae	<i>Cixius distinguendus</i>	Kirschbaum, 1868	1
Cixiidae	<i>Cixius dubius</i>	W. Wagner, 1939	4
Cixiidae	<i>Cixius nervosus</i>	(Linnaeus, 1758)	3
Cixiidae	<i>Cixius sticticus</i>	Rey, 1891	2
Cixiidae	<i>Cixius stigmaticus</i>	(Germar, 1818)	8
Cicadellidae	<i>Dryodurgades reticulatus</i>	(Herrich-Schäffer, 1834)	1
Cicadellidae	<i>Edwardsiana ampliata</i>	(W. Wagner, 1948)	1
Cicadellidae	<i>Edwardsiana flavescens</i>	(Fabricius, 1794)	53
Cicadellidae	<i>Empoasca ossiannilssoni</i>	Nuorteva, 1948	16
Cicadellidae	<i>Empoasca vitis</i>	(Göthe, 1875)	30
Cicadellidae	<i>Eupteryx urticae</i>	(Fabricius, 1803)	1
Cicadellidae	<i>Eurhadina concinna</i>	(Germar, 1831)	59
Cicadellidae	<i>Eurhadina kirschbaumi</i>	W. Wagner, 1937	1
Cicadellidae	<i>Eurhadina pulchella</i>	(Fallén, 1806)	35
Cicadellidae	<i>Eurhadina saageri</i>	W. Wagner, 1937	1
Cicadellidae	<i>Fagocyba cruenta</i>	(Herrich-Schäffer, 1838)	3316
Cicadellidae	<i>Grypotes puncticollis</i>	(Herrich-Schäffer, 1834)	4
Cicadellidae	<i>Hardya tenuis</i>	(Germar, 1821)	47
Cixiidae	<i>Hyalesthes obsoletus</i>	Signoret, 1865	1
Cicadellidae	<i>Iassus lanio</i>	(Linnaeus, 1761)	13
Issidae	<i>Issus coleoptratus</i>	(Fabricius, 1781)	406
Issidae	<i>Issus muscaeformis</i>	(Schrank, 1781)	24
Cicadellidae	<i>Javesella pellucida</i>	(Fabricius, 1794)	3
Cicadellidae	<i>Kelisia guttulifera</i>	(Kirschbaum, 1868)	1
Cicadellidae	<i>Lamprotettix nitidulus</i>	(Fabricius, 1787)	416
Cicadellidae	<i>Ledra aurita</i>	(Linnaeus, 1758)	5
Cicadellidae	<i>Lindbergina aurovittata</i>	(Douglas, 1875)	3
Cicadellidae	<i>Muellerianella fairmairei</i>	(Perris, 1857)	1
Cicadellidae	<i>Pediopsis tiliae</i>	(Germar, 1831)	1
Aphrophoridae	<i>Philaenus spumarius</i>	(Linnaeus, 1758)	1
Cicadellidae	<i>Planaphrodes nigrita</i>	(Kirschbaum, 1868)	5
Cicadellidae	<i>Ribautiana tenerrima</i>	(Herrich-Schäffer, 1834)	5
Cicadellidae	<i>Ribautodelphax albostriata</i>	(Fieber, 1866)	1

Familie	Art	Autor	Individuen
Cicadellidae	<i>Speudotettix subfuscus</i>	(Fallén, 1806)	125
Cicadellidae	<i>Stenidiocerus poecilus</i>	(Herrich-Schäffer, 1835)	5
Cixiidae	<i>Tachycixius pilosus</i>	(Olivier, 1791)	3
Tettigometridae	<i>Tettigometra leucophaea</i>	(Preyssler, 1792)	1
Tettigometridae	<i>Tettigometra virescens</i>	(Panzer, 1799)	1
Cicadellidae	<i>Typhlocyba quercus</i>	(Fabricius, 1777)	146
Cicadellidae	<i>Zonocyba bifasciata</i>	(Boheman, 1851)	24
Cicadellidae	<i>Zygina flammigera</i>	(Geoffroy, 1785)	1
Cicadellidae	<i>Zygina griseombra</i>	Remane, 1994	3
Cicadellidae	<i>Zyginella pulchra</i>	P. Löw, 1885	5

Anhang-Tab. 4. Liste der 73 Käferfamilien mit Angabe der Anzahl der Arten, Individuen sowie singletons

Familie	Anzahl Arten	Individuen	Anzahl singletons
Staphylinidae	178	2995	70
Curculionidae	58	3723	22
Scolytidae	38	2527	11
Cantharidae	34	1319	9
Cerambycidae	34	146	15
Elateridae	34	1759	7
Chrysomelidae	32	692	13
Carabidae	30	290	15
Latridiidae	23	815	5
Anobiidae	21	714	4
Coccinellidae	20	276	6
Cryptophagidae	17	209	2
Nitidulidae	16	1917	3
Trogidae	16	102	7
Lycidae	15	50	1
Scaptiidae	15	211	2
Pselaphidae	13	75	4
Alleculidae	10	79	2
Hydrophilidae	10	12	8
Melandryidae	10	38	3
Eucnemidae	9	45	2
Ptiliidae	9	23	5
Buprestidae	8	94	6
Cholevidae	8	11	5
Melyridae	8	728	1
Salpingidae	8	143	4
Dermestidae	7	119	0
Mordellidae	7	77	1
Oedemeridae	7	56	7
Erotylidae	6	82	1
Mycetophagidae	6	463	1
Scirtidae	6	265	1
Silphidae	6	199	1
Apionidae	5	16	3
Cleridae	5	174	2
Colydiidae	5	17	3
Corylophidae	5	158	2
Malachiidae	5	15	8
Ptinidae	5	9	3
Rhynchitidae	5	144	2
Tenebrionidae	5	13	2
Anthribidae	4	361	1
Bruchidae	4	50	2

Familie	Anzahl Arten	Individuen	Anzahl singletons
Laemophloeidae	4	37	2
Phalacridae	4	8	1
Scydmaenidae	4	10	2
Throscidae	4	14	2
Histeridae	3	7	2
Monotomidae	3	14	2
Aderidae	2	3	1
Anthicidae	2	2	2
Byturidae	2	9	0
Cerylonidae	2	18	0
Cimberidae	2	6	1
Endomychidae	2	4	0
Leiodidae	2	8	1
Lucanidae	2	20	0
Pyrochroidae	2	6	0
Attelabidae	1	1	1
Biphyllidae	1	15	0
Bostrichidae	1	1	1
Clambidae	1	5	0
Colonidae	1	1	1
Cucujidae	1	1	1
Derodontidae	1	1	1
Lagriidae	1	1	1
Lampyridae	1	1	1
Languriidae	1	1	1
Meloidae	1	1	3
Omalisidae	1	1	1
Phloeostichidae	1	10	2
Silvanidae	1	1	1
Trogossitidae	1	28	0

Anhang-Tab. 5. Auflistung der Einzelwerte der beobachteten Artenzahlen (S.obs) und der geschätzten Artenzahlen (Chao1) für die fünf Insektengruppen je Plot

Plot	Käfer- gesamt (S.obs)	Käfer- gesamt (Chao1)	Buchen Käfer (S.obs)	Buchen Käfer (Chao1)	phytophage Käfer (S.obs)	phytophage Käfer (Chao1)	xylobionte Käfer (S.obs)	xylobionte Käfer (Chao1)	Zikaden (S.obs)	Zikaden (Chao1)
Österreich										
AUT_NSS_a1	97	169,1	4	5,0	20	29,0	51	65,3	8	8,3
AUT_NSS_a2	105	239,4	6	7,0	19	52,0	56	102,5	13	25,0
AUT_NSS_a3	65	212,9	2	2,0	15	27,0	32	84,5	11	25,0
AUT_NSS_a4	83	194,4	6	16,0	17	32,0	38	115,0	8	11,0
AUT_NSS_b1	110	203,0	7	7,3	26	65,0	49	74,1	6	7,5
AUT_NSS_b2	89	216,2	3	3,0	25	60,0	46	121,4	9	14,0
AUT_NSS_b3	79	199,5	4	7,0	20	50,3	37	72,0	9	16,5
AUT_NSS_b4	81	168,5	2	2,0	16	28,0	47	79,5	5	5,0
AUT_SZ_a1	68	142,0	5	6,0	15	36,0	28	58,6	4	4,0
AUT_SZ_a2	59	102,5	4	4,0	11	14,0	27	42,2	5	5,3
AUT_SZ_a3	77	135,6	4	4,0	20	27,2	41	57,2	3	3,0
AUT_SZ_a4	61	92,2	3	3,0	19	22,8	22	28,9	5	5,5
AUT_SZ_b1	85	155,5	7	13,0	22	33,0	43	93,1	7	13,0
AUT_SZ_b2	55	100,1	3	3,0	15	18,8	22	35,0	5	5,5
AUT_SZ_b3	54	124,9	4	4,0	15	16,5	19	71,5	6	12,0
AUT_SZ_b4	68	110,5	5	5,0	15	17,0	28	45,5	6	9,0
AUT_WW_a1	58	94,3	7	17,0	13	23,5	30	45,0	7	7,8
AUT_WW_a2	59	131,5	5	5,0	13	23,5	34	58,0	6	6,5
AUT_WW_a3	61	90,3	8	9,0	9	12,0	43	62,0	5	5,0
AUT_WW_a4	72	113,6	7	8,5	19	28,0	40	63,1	4	4,0
AUT_WW_b1	65	170,1	5	5,5	13	58,0	37	73,1	9	19,0
AUT_WW_b2	97	163,0	8	10,0	19	37,0	51	88,5	5	5,0
AUT_WW_b3	69	134,0	7	8,5	15	70,0	37	60,8	7	7,5
AUT_WW_b4	47	76,5	7	17,0	11	16,0	21	36,6	6	6,3
Deutschland										
D_EB_a1	67	142,3	7	12,0	14	17,8	29	86,8	9	16,5
D_EB_a2	52	83,2	4	7,0	13	16,3	30	51,1	5	5,5
D_EB_a3	48	98,8	4	5,0	10	15,0	22	40,2	10	13,3
D_EB_a4	61	106,1	5	8,0	11	16,0	34	55,4	7	7,0
D_EB_b1	50	69,7	5	5,0	10	12,0	31	44,3	7	10,0
D_EB_b2	50	73,2	3	4,0	11	16,0	24	30,1	6	9,0
D_EB_b3	63	163,3	4	4,5	17	22,6	36	94,5	5	6,0
D_EB_b4	75	205,7	4	4,0	15	24,0	36	105,0	2	2,0
D_FH_a1	47	94,3	5	11,0	12	14,5	20	50,3	11	11,3
D_FH_a2	53	96,5	2	2,0	14	21,5	21	34,2	13	34,0
D_FH_a3	44	131,0	5	5,5	13	41,0	17	39,0	12	13,5

Plot	Käfer- gesamt (S.obs)	Käfer- gesamt (Chao1)	Buchen Käfer (S.obs)	Buchen Käfer (Chao1)	phytophage Käfer (S.obs)	phytophage Käfer (Chao1)	xylobionte Käfer (S.obs)	xylobionte Käfer (Chao1)	Zikaden (S.obs)	Zikaden (Chao1)
D_FH_a4	46	77,9	3	3,0	14	16,5	16	31,0	10	10,3
D_FH_b1	61	96,4	4	4,0	15	15,9	26	39,0	10	12,5
D_FH_b2	50	100,8	4	4,5	15	22,0	22	57,0	6	9,0
D_FH_b3	41	87,2	3	3,0	17	24,0	13	58,0	10	12,5
D_FH_b4	39	60,1	3	3,0	5	5,0	20	24,0	3	3,0
D_KH_a1	51	126,4	6	9,0	10	13,8	23	53,3	6	6,0
D_KH_a2	39	62,8	6	9,0	8	18,0	17	39,5	9	9,2
D_KH_a3	60	111,7	5	5,0	15	42,5	29	56,2	10	13,3
D_KH_a4	39	85,2	4	4,0	7	22,0	23	49,0	9	9,3
D_KH_b1	53	87,4	4	4,0	10	12,5	24	35,0	12	33,0
D_KH_b2	55	86,2	6	7,0	10	13,8	24	40,5	10	10,3
D_KH_b3	69	233,0	7	7,5	12	33,0	39	123,3	6	6,0
D_KH_b4	37	56,4	4	4,0	6	7,5	19	28,3	8	9,0
D_LL_a1	35	54,0	4	4,0	10	10,8	11	16,0	5	5,0
D_LL_a2	54	120,0	6	9,0	14	42,0	20	46,0	4	7,0
D_LL_a3	46	93,3	3	3,0	12	14,5	18	44,0	10	25,0
D_LL_a4	42	67,3	4	4,0	9	10,0	16	19,0	4	5,0
D_LL_b1	50	97,3	5	5,0	11	21,0	25	40,2	6	7,0
D_LL_b2	53	152,2	5	6,0	14	21,0	22	48,3	5	5,3
D_LL_b3	40	63,0	5	5,5	12	16,2	16	25,0	7	12,0
D_LL_b4	55	101,5	4	4,0	13	16,8	23	53,3	6	9,0
D_WÜ_a1	74	128,7	3	3,0	14	28,0	30	43,1	9	16,5
D_WÜ_a2	85	140,6	5	5,0	20	59,0	35	47,0	5	5,3
D_WÜ_a3	79	139,2	2	2,0	24	69,3	31	46,0	6	7,5
D_WÜ_a4	77	157,6	5	5,3	15	24,3	36	73,5	9	10,0
D_WÜ_b1	64	99,8	1	1,0	13	18,0	24	39,2	10	20,5
D_WÜ_b2	59	146,9	5	5,3	17	22,0	22	117,0	7	13,0
D_WÜ_b3	60	98,2	3	3,0	15	20,3	22	52,3	6	6,0
D_WÜ_b4	61	115,1	3	3,0	20	26,0	25	95,0	4	4,0
Frankreich										
F_L_a1	63	115,5	5	5,0	16	43,5	28	45,5	5	5,0
F_L_a2	44	65,0	5	5,0	8	8,5	22	43,0	4	4,0
F_L_a3	49	83,4	7	8,5	7	7,0	25	49,0	2	2,0
F_L_a4	48	81,3	4	4,0	12	12,6	19	52,0	5	5,5
F_L_b1	48	85,8	4	4,0	11	16,0	19	28,0	9	30,0
F_L_b2	56	113,3	3	3,0	12	22,5	21	34,0	6	6,3
F_L_b3	57	86,0	4	4,0	11	16,0	27	33,0	7	8,5
F_L_b4	57	120,9	5	6,0	12	48,0	29	48,1	5	5,5
F_S_a1	38	84,2	5	6,0	9	10,5	18	51,0	4	5,0
F_S_a2	34	62,1	4	4,5	13	18,3	10	19,3	5	5,0
F_S_a3	42	97,2	3	3,0	11	14,0	17	29,0	7	10,0

Plot	Käfer- gesamt (S.obs)	Käfer- gesamt (Chao1)	Buchen Käfer (S.obs)	Buchen Käfer (Chao1)	phytophage Käfer (S.obs)	phytophage Käfer (Chao1)	xylobionte Käfer (S.obs)	xylobionte Käfer (Chao1)	Zikaden (S.obs)	Zikaden (Chao1)
F_S_a4	50	93,5	5	6,0	11	12,5	18	25,2	7	10,0
F_S_b1	45	87,9	4	4,0	11	18,5	21	34,8	3	3,0
F_S_b2	60	240,6	5	6,0	13	16,3	34	209,5	3	3,0
F_S_b3	37	79,0	3	3,0	9	24,0	19	28,0	5	6,0
F_S_b4	58	191,2	5	6,0	9	12,0	32	109,0	3	3,0
Großbritannien										
UK_EHH_a1	43	108,0	1	1,0	10	38,0	14	19,3	4	4,0
UK_EHH_a2	56	126,9	4	4,0	13	35,5	22	33,0	4	5,0
UK_EHH_a3	50	162,2	1	1,0	10	38,0	13	22,3	4	5,0
UK_EHH_a4	45	112,7	3	6,0	11	47,0	14	41,5	2	2,0
UK_EHH_b1	43	106,0	1	1,0	14	26,0	8	11,3	5	11,0
UK_EHH_b2	36	60,4	4	5,5	11	21,5	8	15,5	2	2,0
UK_EHH_b3	34	68,0	2	2,0	9	12,0	12	19,5	3	3,0
UK_EHH_b4	36	49,3	2	2,0	11	12,2	7	9,0	8	11,0
UK_WVW_a1	47	82,1	2	2,0	7	10,0	14	17,0	3	3,0
UK_WVW_a2	55	89,4	3	3,0	10	13,3	25	43,2	4	5,0
UK_WVW_a3	48	130,7	2	2,0	10	24,0	22	48,3	2	2,0
UK_WVW_a4	35	54,0	1	1,0	5	5,0	20	39,5	5	5,0
UK_WVW_b1	41	62,1	1	1,0	8	8,8	14	23,0	3	4,0
UK_WVW_b2	35	50,3	2	2,0	12	14,5	11	11,9	2	2,0
UK_WVW_b3	38	59,0	3	3,0	12	17,3	9	10,5	3	3,0
UK_WVW_b4	40	80,6	2	2,0	8	10,0	12	17,3	5	5,3

Anhang-Tab. 6. Plot-Werte der verwendeten Klimaparameter (siehe 2.5.1). JDT = Jahresdurschnitts-Temperatur [°C]; JTA = jährliche Temperaturamplitude [°C]; JNS = Jahres-Niederschlag [mm], MTWQ = mittlere Temperatur der drei wärmsten Monate (Juni, Juli, August) [°C]

Plot	JDT	JTA	JNS	MTWQ
Österreich				
AUT_NSS_a1	9,3	30	653	18,5
AUT_NSS_a2	9,3	30	653	18,5
AUT_NSS_a3	9,3	30	653	18,5
AUT_NSS_a4	9,3	30	653	18,5
AUT_NSS_b1	9,3	30	651	18,7
AUT_NSS_b2	9,3	30	651	18,7
AUT_NSS_b3	9,3	30	651	18,7
AUT_NSS_b4	9,3	30	651	18,7
AUT_SZ_a1	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_a2	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_a3	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_a4	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_b1	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_b2	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_b3	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_SZ_b4	8,7	29,2	1016	17,4
AUT_WW_a1	8,3	29,1	706	17,3
AUT_WW_a2	8,3	29,1	706	17,3
AUT_WW_a3	8,3	29,1	706	17,3
AUT_WW_a4	8,3	29,1	706	17,3
AUT_WW_b1	8,6	29,3	690	17,7
AUT_WW_b2	8,6	29,3	690	17,7
AUT_WW_b3	8,6	29,3	690	17,7
AUT_WW_b4	8,6	29,3	690	17,7
Deutschland				
D_EB_a1	7,9	26,8	690	16,4
D_EB_a2	7,9	26,8	690	16,4
D_EB_a3	7,9	26,8	690	16,4
D_EB_a4	7,9	26,8	690	16,4
D_EB_b1	8	27	693	16,5
D_EB_b2	8	27	693	16,5
D_EB_b3	8	27	693	16,5
D_EB_b4	8	27	693	16,5
D_FH_a1	7,1	26,5	759	15,6
D_FH_a2	7,1	26,5	759	15,6
D_FH_a3	7,1	26,5	759	15,6
D_FH_a4	7,1	26,5	759	15,6
D_FH_b1	7,2	26,3	749	15,6

Plot	JDT	JTA	JNS	MTWQ
D_FH_b2	7,2	26,3	749	15,6
D_FH_b3	7,2	26,3	749	15,6
D_FH_b4	7,2	26,3	749	15,6
D_KH_a1	7,8	27,6	744	16,5
D_KH_a2	7,8	27,6	744	16,5
D_KH_a3	7,8	27,6	744	16,5
D_KH_a4	7,8	27,6	744	16,5
D_KH_b1	8,5	27,9	741	17,1
D_KH_b2	8,5	27,9	741	17,1
D_KH_b3	8,5	27,9	741	17,1
D_KH_b4	8,5	27,9	741	17,1
D_LL_a1	8	26,9	962	16,5
D_LL_a2	8	26,9	962	16,5
D_LL_a3	8	26,9	962	16,5
D_LL_a4	8	26,9	962	16,5
D_LL_b1	7,9	26,3	959	16,2
D_LL_b2	7,9	26,3	959	16,2
D_LL_b3	7,9	26,3	959	16,2
D_LL_b4	7,9	26,3	959	16,2
D_WÜ_a1	8,8	26,5	688	17,1
D_WÜ_a2	8,8	26,5	688	17,1
D_WÜ_a3	8,8	26,5	688	17,1
D_WÜ_a4	8,8	26,5	688	17,1
D_WÜ_b1	8,8	26,5	694	17,1
D_WÜ_b2	8,8	26,5	694	17,1
D_WÜ_b3	8,8	26,5	694	17,1
D_WÜ_b4	8,8	26,5	694	17,1
Frankreich				
F_L_a1	6,7	24,6	988	14,4
F_L_a2	6,7	24,6	988	14,4
F_L_a3	6,7	24,6	988	14,4
F_L_a4	6,7	24,6	988	14,4
F_L_b1	6,9	24,9	978	14,2
F_L_b2	6,9	24,9	978	14,2
F_L_b3	6,9	24,9	978	14,2
F_L_b4	6,9	24,9	978	14,2
F_S_a1	6,8	25,5	1030	14,4
F_S_a2	6,8	25,5	1030	14,4
F_S_a3	6,8	25,5	1030	14,4
F_S_a4	6,8	25,5	1030	14,4
F_S_b1	8,4	26,8	961	16,2
F_S_b2	8,4	26,8	961	16,2
F_S_b3	8,4	26,8	961	16,2
F_S_b4	8,4	26,8	961	16,2

Plot	JDT	JTA	JNS	MTWQ
Großbritannien				
UK_EHH_a1	9,1	21,6	897	15,3
UK_EHH_a2	9,1	21,6	897	15,3
UK_EHH_a3	9,1	21,6	897	15,3
UK_EHH_a4	9,1	21,6	897	15,3
UK_EHH_b1	9,7	21,3	854	15,9
UK_EHH_b2	9,7	21,3	854	15,9
UK_EHH_b3	9,7	21,3	854	15,9
UK_EHH_b4	9,7	21,3	854	15,9
UK_WVW_a1	9,5	19,3	826	15,5
UK_WVW_a2	9,5	19,3	826	15,5
UK_WVW_a3	9,5	19,3	826	15,5
UK_WVW_a4	9,5	19,3	826	15,5
UK_WVW_b1	10	19,6	932	16
UK_WVW_b2	10	19,6	932	16
UK_WVW_b3	10	19,6	932	16
UK_WVW_b4	10	19,6	932	16

Anhang-Tab. 7. Übersicht der verwendeten Lageparameter der 96 Plots (siehe 2.5.2). Breiten- und Längengrade in Dezimalgrad; Höhelage über N.N. in Meter

Plot	Breitengrad	Längengrad	Höhe NN.
Österreich			
AUT_NSS_a1	47,98088	16,73386	260
AUT_NSS_a2	47,98118	16,73251	260
AUT_NSS_a3	47,98088	16,72981	265
AUT_NSS_a4	47,98028	16,73116	263
AUT_NSS_b1	47,98073	16,68755	266
AUT_NSS_b2	47,98073	16,68890	263
AUT_NSS_b3	47,98103	16,68935	253
AUT_NSS_b4	47,98043	16,68845	265
AUT_SZ_a1	48,10805	12,75293	429
AUT_SZ_a2	48,10865	12,75248	424
AUT_SZ_a3	48,10925	12,75158	427
AUT_SZ_a4	48,10955	12,75203	423
AUT_SZ_b1	48,10475	12,75607	431
AUT_SZ_b2	48,10535	12,75607	438
AUT_SZ_b3	48,10595	12,75607	433
AUT_SZ_b4	48,10685	12,75742	480
AUT_WW_a1	48,21651	16,13643	444
AUT_WW_a2	48,21591	16,13598	425
AUT_WW_a3	48,21651	16,13688	422
AUT_WW_a4	48,21711	16,13598	420
AUT_WW_b1	48,21291	16,06322	350
AUT_WW_b2	48,21261	16,06277	349
AUT_WW_b3	48,21231	16,06277	345
AUT_WW_b4	48,21321	16,06412	341
Deutschland			
D_EB_a1	49,81980	10,51738	413
D_EB_a2	49,82020	10,52086	414
D_EB_a3	49,81936	10,51597	410
D_EB_a4	49,81884	10,52152	405
D_EB_b1	49,79556	10,61319	420
D_EB_b2	49,79464	10,61525	410
D_EB_b3	49,79597	10,61598	404
D_EB_b4	49,79465	10,61455	412
D_FH_a1	49,89189	11,06968	580
D_FH_a2	49,89054	11,06901	560
D_FH_a3	49,89098	11,06830	554
D_FH_a4	49,89054	11,06970	569
D_FH_b1	49,88240	11,07671	552
D_FH_b2	49,87791	11,07749	536

Plot	Breitengrad	Längengrad	Höhe NN.
D_FH_b3	49,88108	11,08021	550
D_FH_b4	49,88060	11,07605	547
D_KH_a1	48,91003	11,83468	465
D_KH_a2	48,91093	11,83604	479
D_KH_a3	48,91183	11,83399	492
D_KH_a4	48,91183	11,83535	491
D_KH_b1	48,93226	11,75266	473
D_KH_b2	48,93272	11,75402	473
D_KH_b3	48,93362	11,75470	477
D_KH_b4	48,93407	11,75606	484
D_LL_a1	47,92947	11,08023	636
D_LL_a2	47,93447	11,08684	636
D_LL_a3	47,91976	11,04575	696
D_LL_a4	47,92247	11,04704	664
D_LL_b1	48,05380	11,00242	649
D_LL_b2	48,05427	11,00375	639
D_LL_b3	48,05472	11,00441	636
D_LL_b4	48,05563	11,00507	640
D_WÜ_a1	49,69159	9,86379	328
D_WÜ_a2	49,69293	9,86451	332
D_WÜ_a3	49,69384	9,86314	328
D_WÜ_a4	49,69293	9,86520	339
D_WÜ_b1	49,68681	9,84430	355
D_WÜ_b2	49,68723	9,84220	359
D_WÜ_b3	49,68636	9,84778	354
D_WÜ_b4	49,68722	9,84360	359
Frankreich			
F_L_a1	44,09532	5,78612	1318
F_L_a2	44,09583	5,78364	1360
F_L_a3	44,09584	5,78302	1346
F_L_a4	44,09625	5,78491	1344
F_L_b1	44,09222	5,79501	1186
F_L_b2	44,09359	5,79445	1196
F_L_b3	44,09177	5,79499	1176
F_L_b4	44,09084	5,79619	1162
F_S_a1	44,64705	5,17723	1151
F_S_a2	44,64792	5,17915	1169
F_S_a3	44,64703	5,17849	1178
F_S_a4	44,64788	5,18104	1209
F_S_b1	44,64635	5,21377	907
F_S_b2	44,64500	5,21372	936
F_S_b3	44,64501	5,21309	941
F_S_b4	44,64590	5,21375	922
Großbritannien			

Plot	Breitengrad	Längengrad	Höhe NN.
UK_EHH_a1	51,05152	-0,96238	195
UK_EHH_a2	51,04839	-0,96323	225
UK_EHH_a3	51,04794	-0,96325	221
UK_EHH_a4	51,05063	-0,96313	212
UK_EHH_b1	50,99680	-1,05759	173
UK_EHH_b2	50,99678	-1,05687	173
UK_EHH_b3	50,99632	-1,05618	163
UK_EHH_b4	50,99501	-1,05766	175
UK_WVW_a1	51,82563	-2,65890	117
UK_WVW_a2	51,82698	-2,65962	112
UK_WVW_a3	51,82743	-2,65961	107
UK_WVW_a4	51,82518	-2,65890	116
UK_WVW_b1	51,72461	-2,69162	193
UK_WVW_b2	51,72641	-2,69160	195
UK_WVW_b3	51,72506	-2,69017	202
UK_WVW_b4	51,72686	-2,69232	197

Anhang-Tab. 8. Übersicht der verwendeten Strukturparameter (siehe 2.5.3) und der durchschnittlichen (beobachteten) Heterozygotie H_o der Probebäume (siehe 2.5.4) der 96 Plots. GF/ha: Grundfläche m²/ha; BA: Anzahl Baumarten/ha; Bu_A: Buchenanteil/ha; TH/ha: Totholz m³/ha; BioTB/ha: Anzahl Biotopbäume/ha; Schi: Schichtigkeit (1-einschichtig, 2-mehrschichtig); Übsch: Überschirmungsgrad; DeckVeg: Deckungsgrad der Bodenvegetation; VJ: Deckungsgrad der Verjüngung (1: 0 – 30 %, 2: 30 – 70 %, 3: 70 – 100 %); VJH: durchschnittliche Verjüngungshöhe in cm (siehe Tab. 4). H_o : Mittelwerte der beobachteten Heterozygotie der zwei Probebäume eines jeden Plots

Plot	GF/ha	BA	Bu_A	TH/ha	BioTB/ha	Schi	Übsch	DeckVeg	VJ	VJH	H_o
Österreich											
AUT_NSS_a1	32,30	4	0,84	2,22	10	1	0,7	0,95	1	10	0,46
AUT_NSS_a2	27,57	5	0,62	14,00	20	1	0,85	0,95	1	100	0,65
AUT_NSS_a3	19,29	3	0,72	12,36	10	1	1	0,05	1	0	0,69
AUT_NSS_a4	21,23	6	0,71	24,47	20	2	1	0,05	2	20	0,69
AUT_NSS_b1	22,47	7	0,60	13,82	0	2	0,9	0,45	1	50	0,58
AUT_NSS_b2	18,67	4	0,50	10,28	20	2	0,7	0,12	2	70	0,50
AUT_NSS_b3	28,97	7	0,60	22,18	0	2	0,65	0,99	1	20	0,38
AUT_NSS_b4	23,59	4	0,60	5,11	0	2	0,95	0,2	1	30	0,42
AUT_SZ_a1	48,89	2	0,75	28,55	10	1	0,9	0,05	1	30	0,38
AUT_SZ_a2	36,93	2	0,88	12,77	0	1	0,9	0,1	1	30	0,58
AUT_SZ_a3	36,58	1	1,00	26,82	10	1	0,85	0,35	2	70	0,46
AUT_SZ_a4	37,27	1	1,00	13,14	0	1	1	0,03	3	70	0,35
AUT_SZ_b1	20,16	3	0,80	25,08	10	2	0,95	0,07	1	20	0,42
AUT_SZ_b2	29,35	2	0,70	13,83	10	1	1	0,2	1	0	0,42
AUT_SZ_b3	33,83	3	0,93	25,61	10	1	0,4	0,6	1	0	0,46
AUT_SZ_b4	41,46	2	0,93	7,73	20	1	0,65	0,2	1	100	0,50
AUT_WW_a1	20,51	1	1,00	9,42	0	1	0,6	0,85	1	70	0,46
AUT_WW_a2	45,65	1	1,00	9,88	0	1	0,85	0,02	2	30	0,58
AUT_WW_a3	44,25	1	1,00	9,47	0	1	0,7	0,32	2	120	0,42
AUT_WW_a4	32,83	1	1,00	23,56	0	1	0,85	0,1	3	200	0,58
AUT_WW_b1	29,19	2	0,97	16,96	10	1	0,7	0,85	1	10	0,38
AUT_WW_b2	31,32	4	0,80	23,19	20	1	0,9	0,7	1	50	0,69
AUT_WW_b3	30,22	3	1,00	12,58	10	1	0,5	0,1	1	10	0,50
AUT_WW_b4	32,69	2	1,00	12,77	0	1	0,95	0,1	2	60	0,58
Deutschland											
D_EB_a1	25,44	3	0,70	12,73	10	2	0,8	0,15	1	40	0,38
D_EB_a2	21,72	2	0,95	6,40	0	2	0,9	0,95	1	70	0,58
D_EB_a3	29,17	3	0,48	0,50	0	2	0,65	0,31	1	40	0,62
D_EB_a4	24,62	3	0,86	8,00	0	2	0,55	0,2	2	140	0,35
D_EB_b1	30,56	2	0,97	7,16	0	2	0,65	0,6	1	20	0,46
D_EB_b2	26,11	2	0,95	27,09	5	1	0,9	0,65	1	50	0,27
D_EB_b3	24,28	1	1,00	7,11	10	2	0,65	0,95	1	20	0,50
D_EB_b4	27,61	2	0,95	30,64	10	1	0,9	0,45	1	50	0,54
D_FH_a1	25,53	1	1,00	2,04	0	1	0,6	0,05	2	100	0,69

Plot	GF/ha	BA	Bu_A	TH/ha	BioTB/ha	Schi	Übsch	DeckVeg	VJ	VJH	H _o
D_FH_a2	21,97	1	1,00	2,50	0	1	0,7	0,1	3	50	0,65
D_FH_a3	22,83	2	1,00	0,85	0	1	0,85	0,2	2	30	0,65
D_FH_a4	16,35	2	0,75	3,66	0	1	0,8	0,3	3	50	0,62
D_FH_b1	24,71	1	1,00	3,28	20	1	0,8	0,05	3	150	0,73
D_FH_b2	20,26	1	1,00	6,74	0	2	0,75	0,05	2	30	0,69
D_FH_b3	21,40	1	1,00	14,77	0	1	0,85	0,16	2	60	0,73
D_FH_b4	16,84	2	0,80	4,77	0	2	1	0,25	2	60	0,54
D_KH_a1	26,31	1	1,00	30,53	0	1	0,75	0,35	3	150	0,62
D_KH_a2	26,33	1	1,00	27,84	0	1	0,95	0,05	2	150	0,81
D_KH_a3	26,03	3	1,00	32,44	0	1	0,9	0,9	2	300	0,69
D_KH_a4	33,19	1	1,00	71,50	0	1	0,75	0,25	3	250	0,58
D_KH_b1	27,49	1	1,00	17,57	0	1	0,75	0,45	3	350	0,73
D_KH_b2	9,72	1	1,00	26,94	0	2	0,55	0,4	3	700	0,62
D_KH_b3	25,36	1	1,00	72,41	0	2	0,85	0,43	2	500	0,54
D_KH_b4	20,26	1	1,00	23,51	0	2	0,7	0,75	3	600	0,62
D_LL_a1	38,41	2	0,77	9,95	0	2	0,9	0,3	3	150	0,69
D_LL_a2	39,77	3	0,87	35,20	0	2	0,55	0,97	3	150	0,77
D_LL_a3	28,99	2	0,78	11,24	0	1	0,95	0,84	3	200	0,65
D_LL_a4	37,81	2	0,83	8,88	10	1	0,8	0,55	3	200	0,65
D_LL_b1	21,27	2	0,96	5,95	10	1	0,8	0,4	3	500	0,85
D_LL_b2	13,43	2	0,90	13,06	5	1	0,85	0,4	3	500	0,81
D_LL_b3	12,84	1	1,00	5,64	0	1	0,9	0,35	3	500	0,54
D_LL_b4	22,21	1	1,00	40,98	0	1	0,8	0,04	3	700	0,77
D_WÜ_a1	37,18	2	0,75	8,52	10	2	0,7	0,4	1	20	0,42
D_WÜ_a2	38,83	3	0,86	37,42	10	2	0,75	0,3	3	200	0,65
D_WÜ_a3	25,65	3	0,70	8,00	10	2	0,8	0,15	3	50	0,46
D_WÜ_a4	31,35	2	0,78	10,77	0	2	0,85	0,05	2	70	0,42
D_WÜ_b1	24,46	2	0,72	3,00	10	2	0,9	0,25	1	10	0,54
D_WÜ_b2	31,28	2	0,56	14,77	10	2	0,8	0,4	1	70	0,42
D_WÜ_b3	28,81	2	0,85	7,00	10	2	0,85	0,4	2	100	0,69
D_WÜ_b4	35,49	3	0,63	13,77	10	2	0,65	0,8	2	40	0,42
Frankreich											
F_L_a1	10,35	2	0,93	1,35	10	2	0,7	0,15	2	10	0,81
F_L_a2	19,81	1	0,98	4,04	0	1	0,85	0,92	1	20	0,73
F_L_a3	24,17	1	1,00	19,93	0	1	0,7	0,7	2	40	0,81
F_L_a4	22,74	1	1,00	10,21	0	2	0,75	0,95	2	50	0,85
F_L_b1	22,39	1	1,00	0,10	0	2	0,65	0,4	1	120	0,85
F_L_b2	25,27	2	0,98	1,66	0	2	0,6	0,03	2	150	0,81
F_L_b3	11,90	1	1,00	1,44	0	2	0,75	0,68	2	100	0,54
F_L_b4	16,63	2	1,00	5,39	10	2	0,75	0,88	1	20	0,73
F_S_a1	32,06	1	1,00	2,23	10	2	0,75	0,9	3	300	0,85
F_S_a2	16,58	1	1,00	6,74	0	2	0,9	0,8	1	50	0,77
F_S_a3	25,93	2	0,94	1,54	0	2	0,7	0,95	3	200	0,73
F_S_a4	23,14	1	1,00	7,56	0	2	0,85	0,8	3	600	0,85

Plot	GF/ha	BA	Bu_A	TH/ha	BioTB/ha	Schi	Übsch	DeckVeg	VJ	VJH	H _o
F_S_b1	5,11	1	1,00	10,74	0	2	0,75	0,95	1	20	0,77
F_S_b2	12,09	2	0,96	23,74	10	2	0,85	0,4	1	0	0,73
F_S_b3	20,15	1	1,00	1,83	10	2	0,85	0,23	1	40	0,65
F_S_b4	7,12	1	1,00	13,00	0	2	0,85	0,45	1	20	0,69
Großbritannien											
UK_EHH_a1	39,03	3	0,61	7,45	0	2	0,75	0,24	1	0	0,81
UK_EHH_a2	42,72	1	1,00	22,66	10	1	0,9	0,9	1	50	0,88
UK_EHH_a3	24,60	3	0,63	3,00	0	2	0,65	0,9	1	0	0,65
UK_EHH_a4	32,07	5	0,51	5,32	10	2	0,8	0,75	1	0	0,46
UK_EHH_b1	29,64	1	1,00	1,77	0	1	0,45	0,3	1	0	0,77
UK_EHH_b2	21,80	1	1,00	1,20	0	1	0,5	0,3	1	0	0,65
UK_EHH_b3	26,31	2	0,80	3,44	0	2	0,9	0,79	1	0	0,65
UK_EHH_b4	17,23	1	1,00	0,17	0	1	0,95	0,72	2	100	0,69
UK_WVW_a1	27,74	2	0,34	10,78	0	2	0,85	0,2	1	30	0,62
UK_WVW_a2	25,94	2	0,51	13,86	0	1	0,85	0,9	1	20	0,62
UK_WVW_a3	20,23	4	0,50	25,45	0	1	0,9	0,3	1	20	0,54
UK_WVW_a4	25,63	4	0,42	14,68	10	1	0,3	0,79	1	0	0,73
UK_WVW_b1	31,28	2	0,43	0,00	0	1	0,9	0,14	1	0	0,65
UK_WVW_b2	29,49	2	0,50	12,55	0	2	0,7	0,9	1	0	0,69
UK_WVW_b3	41,22	2	0,75	0,13	0	1	0,5	0,6	1	0	0,54
UK_WVW_b4	34,25	2	0,67	1,19	0	2	0,75	0,17	1	0	0,77

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei den Personen bedanken, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützt haben. Mein besonderer Dank gilt dabei meinem Doktorvater Prof. Dr. Reinhard Schopf, der mir sehr viel Geduld entgegen gebracht hat und mit wertvollen Ratschlägen maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Ich bedanke mich auch bei Prof. Dr. Anton Fischer und Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl für ihr Interesse an der Arbeit und ihre Zusage als Zweitprüfer, bzw. Vorsitzender der Prüfungskommission.

Des Weiteren möchte ich mich bei Dr. Axel Gruppe bedanken, ohne den die Durchführung des, dieser Arbeit zu Grunde liegenden Projekts „BeFoFu“ (faunistischer Teilbereich) nicht möglich gewesen wäre. Ich danke ihm auch für die schöne Zeit, die wir zusammen auf den zahlreichen Reisen während des Projekts erlebt haben, für seinen unermüdlichen Einsatz und für die vielen konstruktiven Gespräche und Diskussionen.

Jennifer Sjolund, Prof. Dr. Alistair Jump und Prof. Dr. Harald Meimberg danke ich für die genetischen Analysen und die Datenaufbereitung, den Taxonomen Dr. B. Büche, Dr. H. Nickel und Dr. A. Szallies für die professionelle Artbestimmung der Käfer und Zikaden, Dr. Jörg Müller für die große Unterstützung bei allen wissenschaftlichen Fragen und Franz Thoma für die Durchsicht der Arbeit.

Ein großer Dank geht auch an meine weiteren Kollegen am Lehrstuhl für Tierökologie – Beate Felsl, Elisabeth Sturm, Prof. Dr. Roland Gerstmeier und Dr. Hans Utschick für deren Unterstützung und immer freundschaftliche Zusammenarbeit.

Besonders möchte ich mich auch bei meinen Doktoranden-Kollegen Martina Scheingraber, Kai Dworschak, Markus Kautz, Lars Lehmborg und Markus Kilg für deren Hilfe und wertvollen Ratschläge bedanken. Im Speziellen aber bei Alexey Zharov als meinen wichtigsten Projektpartner, ohne dessen Daten der erfolgreiche Abschluss des Projekts und dieser Arbeit nicht möglich gewesen wären –Спасибо Алекса! Die im Laufe der Zeit gewachsenen Freundschaften werden uns ein Leben lang verbinden und an die unvergessliche, gemeinsame Zeit in Freising erinnern.

Zum Gelingen des ökologischen Teilbereichs des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Projekts Beech Forest for the Future (Fördernummer 01LC0814B; BiodivERsA network of the EU 7th Framework Programme for Research) trugen viele weitere Personen und Administrationen bei, die auch hier erwähnt werden sollen:

- Bayerische Staatsforsten AöR (FB Landsberg a. Lech, FB Kelheim, FB Forchheim, FB Ebrach, FB Arnstein)
- Österreichische Bundesforste AG Forstbetrieb Wienerwald, Castell-Castellsche Forstverwaltung, Heeresforstverwaltung Bruckneudorf, Chargé de mission Forêt de Saoû, Forestry Commission Coleford, Forestry Commission Itton
- W. Tyrwhitt-Drake, O. Chambon, E. Engeßer, A. Friedel, R. Gable, A. Jones, S. Keilholz, G. Kiefer, L. Kiennen, U. Mergner, Dr. B. Mitterbacher, R. Patrick, G. Rühling, G. Schebeck, N. Stöger, T. Thron, Dr. A. Wieshaider, D. Winterstein und Dr. Susanne Winter

Abschließend gilt mein großer Dank meiner Familie, besonders meinen Eltern, die mich immer unterstützt haben, geduldig und nachsichtig waren und immer an mich geglaubt haben.



Eidesstattliche Erklärung



Ich erkläre an Eides statt, dass ich die bei der [Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt](#) (promotionsführende Einrichtung) der TUM zur Promotionsprüfung vorgelegte Arbeit mit dem Titel:

Diversität der Insektenfauna europäischer Buchenwälder (*Asperulo-Fagetum*) in einem biogeografischen Gradienten

am Lehrstuhl für Tierökologie

unter der Anleitung und Betreuung durch Prof. Dr. Reinhard Schopf

ohne sonstige Hilfe erstellt und bei der Abfassung nur die gemäß § 6 Abs. 6 und 7 Satz 2 angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

- Ich habe **keine** Organisation eingeschaltet, die gegen Entgelt Betreuerinnen und Betreuer für die Anfertigung von Dissertationen sucht, oder die mir obliegenden Pflichten hinsichtlich der Prüfungsleistungen für mich ganz oder teilweise erledigt.
- Ich habe die Dissertation in dieser oder ähnlicher Form in **keinem anderen** Prüfungsverfahren als Prüfungsleistung vorgelegt.
- Die vollständige Dissertation wurde in veröffentlicht. Die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt (promotionsführende Einrichtung) hat der Veröffentlichung zugestimmt.
- Ich habe den angestrebten Doktorgrad **noch nicht** erworben und bin nicht in einem früheren Promotionsverfahren für den angestrebten Doktorgrad endgültig gescheitert.
- Ich habe bereits am bei der Fakultät für der Hochschule unter Vorlage einer Dissertation mit dem Thema die Zulassung zur Promotion beantragt mit dem Ergebnis:

Die öffentlich zugängliche Promotionsordnung der TUM ist mir bekannt, insbesondere habe ich die Bedeutung von § 28 (Nichtigkeit der Promotion) und § 29 (Entzug des Doktorgrades) zur Kenntnis genommen. Ich bin mir der Konsequenzen einer falschen Eidesstattlichen Erklärung bewusst.

Mit der Aufnahme meiner personenbezogenen Daten in die Alumni-Datei bei der TUM bin ich

einverstanden nicht einverstanden

Freising, den 22. Januar 2015

Veröffentlichungen

peer reviewed

[6] **Zehetmair, T., Müller, J., Zharov, A. & Gruppe, A.** (2015). Effects of Natura 2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, **8**, 193–204.

[5] **Zehetmair, T., Müller, J., Runkel, V., Stahlschmidt, P., Winter, S., Zharov, A. & Gruppe, A.** (2014). Poor effectiveness of Natura 2000 beech forests in protecting forest-dwelling bats. *Journal for Nature Conservation*, **23**, 53-60.

[4] **Müller-Kroehling, S. & Zehetmair, T.** (2014). Laufkäfer in den Kronen europäischer Buchenwälder. *Angewandte Carabidologie*, **10**, 101-107.

[3] **Guenay, Y., Zehetmair, T., Köhler, G. & Gruppe, A.** (2014). Ensifera in the Canopy of Beech Forests in the European North-South-Gradient. In *Mitteilungen Der Deutschen Gesellschaft Für Allgemeine Und Angewandte Entomologie*, Bd 19 (ed. by J. Handel), Vol. 19, pp. 39-43..

[2] **Gruppe, A. & Zehetmair, T.** (2011): Beitrag zur Kenntnis der Coniopterygiden Bayerns. *Beiträge zur Bayerischen Entomofaunistik*, **11**, 39-48.

[1] **Zehetmair, T.** (2009): Vergleichende Untersuchung von Revieren des Mittelspechts *Dendrocopus medius* im Nördlichen Feilenforst. *Ornithologischer Anzeiger*, **48**, 97-110.

Curriculum Vitae

Name	Tobias Johann Sebastian Zehetmair
Adresse	Attachinger Weg 39, 85356 Freising
E-Mail	tobias.zehetmair@gmx.de
Nationalität	deutsch
Geburtsdatum	01.08.2015

BERUFSERFAHRUNG

09/2010 – 06/2014

Lehrstuhl für Tierökologie

Technische Universität München Freising-Weihenstephan

[Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Europäisches Verbundprojekts "Beech Forests for the Future" (BiodivERsA network of the EU 7th Framework Programme for Research), Promotion]

04/2008 – 08/2010

Lehrstuhl für Tierökologie

Technische Universität München Freising-Weihenstephan

[Wissenschaftliche Hilfskraft, Forschungsprojekt MONDAU, Teilprojekt 6 Auenfauna; Forschungsprojekt Borkenkäfer-Dispersion]

AUSBILDUNG

10/2001 – 04/2008

Studium Forstwissenschaften

Technische Universität München, Freising-Weihenstephan

[Diplomarbeit (2008): „Vergleichende Untersuchung von Revieren des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in zwei südbayerischen Waldgebieten“.

Abschluss: Dipl.-Ing. silv. (Univ)/M.Sc. - Note:1,6]

09/1991 – 07/2000

Allgemeine Hochschulreife

Christoph-Probst Gymnasium Gilching

09/1987 – 07/1991

Grundschule Gilching