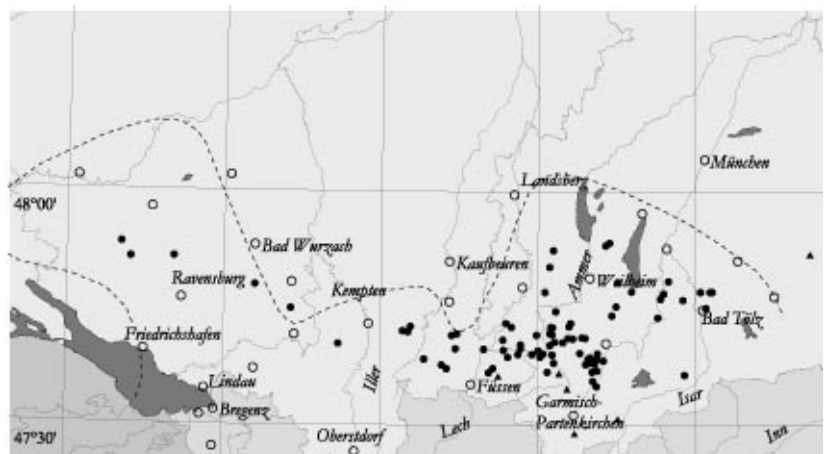
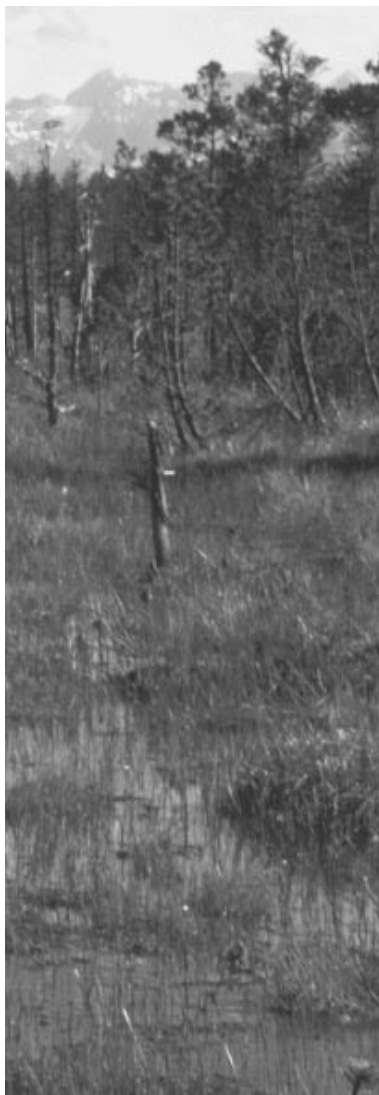


Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland
Die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft

Dissertation
Alfred Wagner

Soziologie – Ökologie – Naturschutz



**Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland -
Die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft**

Alfred Wagner

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der
Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. L. Trepl

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. J. Pfadenhauer
2. Univ.-Prof. Dr. A. Fischer

Die Dissertation wurde am 10.04.2000 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau am 15.06.2000 angenommen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung	1
2	Begriffe und Methoden	2
2.1	Untersuchungsgebiet und -zeitraum, Untersuchungsobjekt	2
2.2	Methoden	2
2.2.1	Flora und Vegetation	2
2.2.2	Standortkundliche Untersuchungen	5
2.3	Begriffe und Einteilungen	6
2.3.1	Moorwald, Bruchwald, Sumpfwald	6
2.3.2	Ombrominerotrophe Moore: Der Zwischen- und Übergangsmoorbegriff	7
2.3.3	Trophie	9
3	Verbreitung, Gliederung und Struktur der minerotrophen Bergkiefernmoore	12
3.1	Systematik, Ökologie und Areal von <i>Pinus mugo</i> agg.	12
3.2	Stand der Kenntnis zu den minerotrophen Bergkiefernmooren	14
3.3	Verbreitung	15
3.4	Floristische Gliederung	17
3.4.1	Ausbildung mit <i>Scheuchzeria palustris</i> (S)	21
3.4.2	Ausbildung mit <i>Scorpidium scorpioides</i> (O)	23
3.4.3	Typische Ausbildung (T)	24
3.4.4	Ausbildung mit <i>Epipactis palustris</i> (E)	27
3.4.5	Ausbildung mit <i>Crepis paludosa</i> (P)	29
3.5	Struktur	30
3.5.1	Mosaikkomplex: Zur Mikrostruktur der minerotrophen Bergkiefernmoore	30
	(1) Stufenkomplexe	33
	(2) Die Komplexstruktur als Ursache oder Folge der Bergkiefern-Besiedlung	36
3.5.2	Vertikale Struktur (Schichtung)	37
4	Standort	41
4.1	Wasserregime	41
4.2	Azidität und Basenreichtum	43
4.3	Produktivität der Feldschicht	46
5	Flora und Florenelemente	47
5.1	Florenelemente	47
5.1.1	Alpides und präalpides Florenelement	47
5.1.2	Arktisches und boreales Florenelement, Glazialrelikte	48
5.1.3	Mitteuropäisch-eurasiatisches Florenelement	49
5.1.4	Subatlantisches Florenelement	50
5.1.5	Submediterranes Florenelement	50
5.2	Chorologisches Spektrum	50
5.3	Zur Frage des Primärlebensraums	51
5.3.1	Artenspektrum in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad	53
5.3.2	Zum Primärlebensraum einiger bundesweit gefährdeter Arten mit Vorkommen in den minerotrophen Bergkiefernmooren	55

6	Abgrenzung und syntaxonomische Stellung der <i>Carex lasiocarpa</i>-<i>Pinus rotundata</i> Gesellschaft	61
6.1	Die aktuelle syntaxonomische Gliederung der Moor- und Bruchwälder Süddeutschlands	61
6.1.1	Moor- und Bruchwald-Assoziationen Süddeutschlands	61
	(1) Sphagnion magellanici (Oxycocco-Sphagnetea)	61
	(2) Piceo-Vaccinienion uliginosi (Vaccinio-Piceetea)	62
	(3) Vaccinio-Piceenion (Vaccinio-Piceetea)	63
	(4) Salicion cinereae (Alnetea glutinosae)	63
	(5) Alnion glutinosae (Alnetea glutinosae)	64
	(6) Bislang unberücksichtigte Naßwaldtypen	64
6.1.2	Die charakteristische Artenverbindung der Moor- und Bruchwald-Assoziationen	66
6.2	Kennarten und ihr Gültigkeitsbereich - Neue Wege in der Pflanzensoziologie	68
6.3	Abgrenzung und syntaxonomische Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore	70
6.3.1	Floristisch-soziologischer Vergleich ähnlicher Assoziationen	70
6.3.2	Benennung und Anschluß der minerotrophen Bergkiefernmoore	75
6.4	Die Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore in einer erweiterten Moor- und Bruchwaldgliederung	76
6.5	Zur Eigenständigkeit der ombrominerotrophen Moorwälder	81
6.5.1	Ombrominerotrophe Moorwälder Nordeuropas im Verhältnis zur <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft	81
	(1) Situation	81
	(2) Befund	83
7	Dynamik	85
7.1	Ausgangsvegetation bei sekundär-progressiver Sukzession	86
7.2	Konkurrierende Gehölzarten: Zur Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore als Dauer-gesellschaft	88
7.3	Floristische Stabilität der minerotrophen Bergkiefernmoore	91
7.3.1	Detrophierung - Zunahme azidophytisch-oligotropher Arten	92
7.3.2	Auteutrophierung - Zunahme eutropher Arten	92
7.3.3	Trophisch-floristische Konstanz	96
8	Naturschutzfachliche Bedeutung der minerotrophen Bergkiefernmoore - Konsequenzen für den Moorschutz	100
8.1	Naturschutzfachliche Bedeutung der minerotrophen Bergkiefernmoore	100
8.2	Konzeptionelle Überlegungen zur Entwicklung artenschutzbedeutsamer naturnaher Moore – Prozeßschutzkonzeptionen in Mooren	105
9	Zusammenfassung	111
10	Literatur	115
11	Anhang	131

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Arten-Aufnahmezahl-Kurve.....	3
Abbildung 2: Mikrotransekt innerhalb eines minerotrophen Bergkiefernmoors.....	4
Abbildung 3: Areal von <i>Pinus mugo</i> agg.	12
Abbildung 4: Verbreitung minerotropher Bergkiefernmoore (Übersichtskarte)	16
Abbildung 5: Mittlerer Deckungsanteil der wichtigsten am Aufbau der minerotrophen Bergkiefernmoore beteiligten Gehölzarten.....	27
Abbildung 6: Artenreichtum der Ausbildungen	28
Abbildung 7: Mikrostruktur in einem minerotrophen Bergkiefernmoor.	34
Abbildung 8: Mittlere Moos- und Krautschicht-Deckung der Ausbildungen	37
Abbildung 9: Beziehung zwischen pH-Wert und Gehölzschichtdeckung.....	38
Abbildung 10: Bestandshöhe und Deckungsgrad der Gehölzschicht.	39
Abbildung 11: Bestandshöhen und Deckungsgrad der Gehölzschicht (Ausbildungen)	40
Abbildung 12: Beziehung zwischen dem Anteil minerotropher Arten und der Gesamtartenzahl im Verhältnis zu Standortparametern im Altenauer Moor.....	41
Abbildung 13: Höchst- und Tiefstwasserstände minerotropher Bergkiefernmoore im Vergleich zu anderen Pflanzengesellschaften hydrologisch naturnaher Moorstandorte	42
Abbildung 14: Leitfähigkeit und pH-Wert der Ausbildungen.....	44
Abbildung 15: Beziehung zwischen pH-Wert bzw. Leitfähigkeit und Gesamtartenzahl	45
Abbildung 16: Produktivitätsspektrum der minerotrophen Bergkiefernmoore	46
Abbildung 17: Areal von <i>Schoenus ferrugineus</i>	47
Abbildung 18: Areal von <i>Carex chordorrhiza</i> und <i>Scheuchzeria palustris</i>	48
Abbildung 19: Areal von <i>Crepis paludosa</i> und <i>Alnus glutinosa</i>	49
Abbildung 20: Chorologischer Vergleich der minerotrophen Bergkiefernmooren mit anderen Naßwäldern	51
Abbildung 21: Mittlere Lichtzahl der Einzelbestände.	53
Abbildung 22: Soziologisches Spektrum der <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft und anderen Assoziationen.	73
Abbildung 23: Soziologisches Spektrum der Ausbildungen.	74
Abbildung 24: Übersicht zur Hauptgliederung und weiteren Unterteilungen der Naßwaldvegetation	77
Abbildung 25: Luftbildausschnitt für den nördlichen Teil der Staffelseemoore	85
Abbildung 26: Mittlerer Deckungsanteil und Stetigkeit der konkurrierenden Gehölzarten	89
Abbildung 27: Mittlere Deckung der konkurrierenden Baumarten in den Ausbildungen.....	89
Abbildung 28: Korrelation zwischen der Deckung aller konkurrierenden Gehölzarten und der Bestandshöhe sowie der Anzahl eutrapher und mesotrapher Arten.....	90
Abbildung 29: Angenommene Sukzessionsrichtungen der minerotrophen Bergkiefernmoore.	92
Abbildung 30: Höchst-, Mittel- und Niedrigstwasserstand an Pegeln im Murnauer Moos.....	94
Abbildung 31: Moorprofil durch das südliche Murnauer Moos.....	97
Abbildung 32: Mögliche Entwicklungsrichtungen der minerotrophen Bergkiefernmoore im Zuge sekundär progressiver Sukzession aus Streuwiesen-Lebensgemeinschaften.	99
Abbildung 33: Ehemalige und aktuelle Vorkommen von <i>Betula humilis</i> und <i>Eriophorum gracile</i>	101

Abbildung 34: Verbreitung der Strauchbirke (<i>Betula humilis</i>) und Heidelbeerweide (<i>Salix myrtilloides</i>).	102
Abbildung 35: Anzahl gefährdeter Arten in den Vegetationsaufnahmen und ihre Stetigkeit	103
Abbildung 36: Anzahl vom Aussterben bedrohter und stark gefährdeter Arten bezogen auf die Feuchte- und Nährstoffzahl	107
Abbildung 37: Qualitative und quantitative Bedeutung der Familien der Bryophyta, Pteridophyta und Spermatophyta.....	155
Abbildung 38 (a-f): Beziehung zwischen pH-Wert und der Deckung der Moos- bzw. Krautschicht sowie der Artenzahl der Laubmoose. Beziehung zwischen Krautschicht- und Moosschicht-Deckung. Beziehung zwischen Kraut- bzw. Moosschichtdeckung und Artenzahl.....	158
Abbildung 39: Summenhäufigkeit ausgewählter Arten bezogen auf pH-Wert-Klassen	159
Abbildung 40: Grundwasserstand, pH- und Leitfähigkeit an den Pegeln im Altenauer Moor	160
Abbildung 41: Chorologisches Spektrum der Ausbildungen	163
Abbildung 42: Verbreitung minerotropher Latschen- und Bergkiefernmoore im Alpenvorland - West.....	166
Abbildung 43: Verbreitung minerotropher Latschen- und Bergkiefernmoore im Alpenvorland - Mitte	167
Abbildung 44: Verbreitung minerotropher Latschen- und Bergkiefernmoore im Alpenvorland - Ost	168

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Deckungsgrad und Stetigkeit.....	3
Tabelle 2: Abgrenzung der Trophiestufen.....	10
Tabelle 3: Gliederung der <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft	17
Tabelle 4: Vegetationsstufen nach Amplitude des Moorwasserstands.....	32
Tabelle 5: Vergleich von pH und Leitfähigkeit unterschiedlicher Vegetationstypen.....	43
Tabelle 6: Arten mit hoher Lichtzahl, die in den minerotrophen Bergkiefernmooren auch in stärker geschlossenen Bestände auftreten	54
Tabelle 7: Übersicht der Moor- und Bruchwälder Süddeutschlands	61
Tabelle 8: Charakteristische Artenverbindung der Moorwälder	66
Tabelle 9: Charakteristische Artenverbindung der Bruchwälder.....	67
Tabelle 10: Gegenüberstellung der Bergkiefern-Moorwaldgesellschaften <i>Vaccinio uliginosi</i> -Pinetum, Pino-Sphagnetum und der <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft.....	71
Tabelle 11: Ähnlichkeitsindex und soziologisches Spektrum der <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> - Gesellschaft im Vergleich zu anderen Assoziationen.....	72
Tabelle 12: Bult-Schlenkenstruktur der Moor- und Bruchwälder	80
Tabelle 13: Makrofossilnachweise aus einem Moorprofil am Engenkopf	98
Tabelle 14: Nachgewiesene Arten der Rote Liste BRD	104
Tabelle 15: Farn- und Blütenpflanzen der minerotrophen Bergkiefernmoore.....	150
Tabelle 16: Moose der minerotrophen Bergkiefernmoore.....	153
Tabelle 17: Lebensformenspektrum in den Ausbildungen	157
Tabelle 18: Höhe und Deckung der Schichten	157
Tabelle 19: Produktivität der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore	159

Tabelle 20: Grundwasserstand, pH und Leitfähigkeit der Pegel im Altenauer Moor.....	160
Tabelle 21: Übersicht zu Moorwasserständen der <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft und Pflanzengesellschaften hydrologisch ähnlicher Standorte im Murnauer Moos und Mooren im Staffelseegebiet.	162
Tabelle 22: Chorologisches Spektrum der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore.....	163
Tabelle 23: Vorkommen minerotropher Kiefernwälder in Mooren Süddeutschlands.....	164
Tabelle 24: Abkürzungen der Landkreise.....	165
Tabelle 25: Lage der Vegetationsaufnahmen	169

Verzeichnis der Vegetationstabellen

Vegetationstabelle 1: Stetigkeitstabelle.....	18
Vegetationstabelle 2: Vergleich zweier <i>Cladium mariscus</i> -Bergkiefern-Bestände.....	25
Vegetationstabelle 3: Vegetation an den Pegeln im Galthüttenfilz/Murnauer Moos.....	94
Vegetationstabelle 4: Ausbildung mit <i>Scheuchzeria palustris</i> , Vergleichsaufnahmen zum Pino-Sphagnetum ..	133
Vegetationstabelle 5: Ausbildung mit <i>Scorpidium scorpioides</i>	136
Vegetationstabelle 6: Typische Ausbildung, Typische Subvariante.....	138
Vegetationstabelle 7: Typische Ausbildung, Variante mit <i>Calliergonella cuspidata</i>	140
Vegetationstabelle 8: Ausbildung mit <i>Epipactis palustris</i>	144
Vegetationstabelle 9: <i>Crepis paludosa</i> -Ausbildung	147
Vegetationstabelle 10: Grundtypen der Stufenkomplexe in minerotrophen Bergkiefernmooren.....	156
Vegetationstabelle 11: Vegetation an den Pegeln im Altenauer Moor.....	161

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Außer den bekannten Moorwald-Assoziationen der Bergkiefer (*Pino-Sphagnetum*, *Vaccinio-Pinetum rotundatae*), die relativ artenarm sind und auf basenarmen, sauren, ombrotrophen Torfen siedeln, treten im süddeutschen Alpenvorland und im Alpenraum minerotrophe Bergkiefernmoore auf, die floristisch erheblich von den klassischen Typen abweichen und dabei über eine große floristische Bandbreite verfügen. Hauptaufgabe dieser Arbeit ist es, die Vielfalt dieses Vegetationstyps in den grundsätzlichen Wesenszügen zu erfassen und die Artengemeinschaft hinsichtlich Artenspektrum, Struktur, Verbreitung, Standort u.a. Kriterien zu charakterisieren und zu typisieren.

Obwohl die minerotrophen Bergkiefernmoore durch eine größere Zahl an Arten vergleichsweise enger soziologischer Bindung gut charakterisiert und gegen andere Moor- und Bruchwald-Assoziationen klar differenziert sind, läßt sich die Artengemeinschaft, die zunächst als *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft bezeichnet wird, im System des eurosibirischen Vegetationskreises (vgl. OBERDORFER 1994) keiner Ebene (Klasse, Ordnung, Verband, Assoziation) anschließen. In der mitteleuropäischen Literatur nur vereinzelt zu findende Vegetationsaufnahmen floristisch ähnlicher Moorwälder der Waldkiefer, Moorbirke und Fichte, insbesondere aber nordeuropäische Vegetationsbeschreibungen zeigen, daß die in den streng präalpid verbreiteten minerotrophen Bergkiefernmooren entwickelte Artenkombination keine singuläre Erscheinung ist. Vielmehr ist die *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft Teil einer eigenen Moorwaldtypengruppe, die intermediär zwischen den ombrotrophen Moorwäldern innerhalb der Klasse *Vaccinio-Piceetea* und den minerotrophen Bruchwäldern der Klasse *Alnetea* steht. Die ranglose Stellung dieser als ombrominerotrophe Moorwälder bezeichneten Artengemeinschaften außerhalb des pflanzensoziologischen Gliederungssystems ist negativ zu bewerten, weil ein Prinzip der Taxonomie, nämlich das der möglichst realen, das heißt auch vollständigen Ordnung nicht erfüllt wird und hierunter alle darauf aufbauenden Arbeitsrichtungen (z.B. der Syndynamik) leiden. Mit Blick auf eine zukünftige Naßwaldsystematik, die die tatsächliche Vielfalt an Moor- und Bruchwäldern abbilden sollte, wird deshalb ein erweiterter pflanzensoziologischer Gliederungsvorschlag zur Diskussion gestellt.

Großer Artenreichtum und zahlreiches Vorkommen seltener, vielfach gefährdeter oder vom Aussterben bedrohter Arten bei gleichzeitig hohem Naturnähegrad der Artengemeinschaft sind ein besonderes Kennzeichen und wertgebendes Merkmal der minerotrophen Bergkiefernmoore. Dabei gelten viele der angetroffenen Arten nach der floristisch-vegetationskundlichen Literatur oder ihrem Zeigerwert als Elemente offener, gehölzfreier Lebensräume, Vorkommen in Gehölzgesellschaften sind nicht oder selten belegt. Damit stellt sich zum einen die Frage der Dauerhaftigkeit der Lebensraumfunktion in den minerotrophen Bergkiefernmooren bzw. der Dynamik dieser Biozönose. Für eine größere Zahl an Moorarten sind aber auch die Annahmen zum natürlichen, primären Lebensraum zu hinterfragen; eine obligate Bindung an Offenlandbiotope ist nicht in allen Fällen anzunehmen. Genauso sind bisherige Vorstellung zum Verlauf der progressiven Sukzession im Moorbereich, den dabei entwickelten Vegetationsstadien und ihrer Biodiversität zu erweitern. Davon berührt wird auch die seit Anfang der 1990'er Jahre im Naturschutz intensiv, z.T. aber dogmatisch diskutierte Frage nach Status quo-orientierten oder prozeßorientierten Schutz- und Entwicklungsstrategien. Anliegen dieser Arbeit ist es hier, aus der Situation der minerotrophen Bergkiefernmoore heraus wesentliche Bedingungen und Voraussetzungen, aber auch Grenzen für Prozeßschutz aufzuzeigen und insgesamt einen Beitrag zum Naturschutz im Bereich der Moore zu leisten.

Mein Dank gilt in erster Linie Herrn Prof. Dr. Pfadenhauer, der die Arbeit betreute und unterstützte. Für Hinweise und Informationen bin ich auch Herrn Prof. Dr. Dierschke und Herrn Prof. Dr. Große-Brauckman dankbar. Mein besonderer Dank gilt meiner Frau, Ingrid Wagner, die mir wie immer hilfreich zur Seite stand. Verbunden bin ich auch an dieser Stelle nicht genannten Personen, die durch Informationen und Diskussionen einen Beitrag geleistet haben.

Die in dieser Arbeit mitgeteilten Daten zur Hydrologie von Vegetationsbeständen im Murnauer Moos und den Staffelseemooren wurden im Rahmen des Naturschutzgroßprojektes des Bundes für Gebiete von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung "Pflege- und Entwicklungsplan Murnauer Moos - Moore westlich des Staffelsees und Umgebung" (WAGNER et al. 2000, unveröff. Gutachten) erhoben.

2 Begriffe und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und -zeitraum, Untersuchungsobjekt

Das nähere Untersuchungsgebiet, in dem Vegetationsaufnahmen erfolgten, umfaßt in der Hauptsache den durch die Lech-, Loisach- und Isarvergletscherung geprägten Bereich der Jungmoränenlandschaft des mittleren bayerischen Alpenvorlands. Darüber hinaus erfolgten Moorexkursionen u.a. mit dem Ziel, außerhalb dieses Raums liegende Vorkommen minerotropher Bergkiefernmoore nachzuweisen (vgl. Abbildung 4 S.16).

Untersuchungsobjekt sind lichte bis dichtständige Bergkiefern-Bestände, die von den beiden im Alpenvorland relativ weit verbreiteten Assoziationen *Pino-Sphagnetum* und *Vaccinio-Pinetum rotundatae* in erster Linie floristisch, in einigen Ausbildungen aber auch strukturell abweichen. Während die genannten Assoziationen nämlich allein durch azidophytische und ombrotraphente Arten aufgebaut werden, ist die untersuchte Phytozönose, die als Fadenseggen-Bergkiefernmoor bezeichnet werden soll, durch eine große Zahl nässegebundener, minerotraphenter Arten sehr unterschiedlicher soziologischer Bindung und Ökologie charakterisiert. Dementsprechend deckt die Gesellschaft einen verglichen mit den beiden Bergkiefernmoor-Assoziationen sehr weiten Bereich an Moorstandorten ab. Nicht untersucht wurden die durch Entwässerung entstandenen, trockenen Bergkiefern-Moorwälder mit Torfvererdungs- und Nitrifizierungszeigern (z.B. *Dryopteris carthusiana*, *Rubus idaeus* oder *Urtica dioica*). Gegenstand der Untersuchungen sind also ausschließlich Bergkiefernmoore mit Mineralbodenwasserzeigern (im Sinne von DU RIETZ 1954), die von Beständen mit nicht nässegebundenen Mineralisierungszeigern zu unterscheiden sind (vgl. Kapitel 6.4 S.76).

Die Arbeit beschränkt sich auf minerotrophe Moore der aufrechten Form von *Pinus mugo* agg. (*Pinus mugo* ssp. *rotundata*). Die schwerpunktmäßig im nordöstlichen Alpenvorland und in höheren Lagen anzutreffenden minerotrophen Latschen-Moore (mit *Pinus mugo* ssp. *mugo*) wurden nur in wenigen Fällen mit Aufnahmen belegt. Die Erhebungen fanden im Zeitraum 1992 bis 1997 statt. Die nach Angabe des Moorgebietes verwendeten Abkürzungen (z.B. Murnauer Moos/GAP) stehen für den betreffenden Landkreis (Tabelle 24 S.165).

2.2 Methoden

2.2.1 Flora und Vegetation

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach EHRENDORFER (1973), bei den Moosen nach FRAHM & FREY (1987). Die pflanzensoziologische Einstufung der Arten folgt überwiegend den Angaben bei OBERDORFER (1994), bei einigen Scheuchzerio-Caricetea-Arten abweichend nach DIERSSEN (1982) und DIERSSEN & REICHEL (1988). Synsystematische und nomenklatorische Grundlage der Pflanzengesellschaften ist die Übersicht der Vegetationseinheiten Deutschlands (OBERDORFER 1994, s.a. 1977, 1978, 1983, 1992). Die Einteilung der ombrotraphenten und minerotraphenten Arten erfolgt überwiegend nach ALETSEE (1967) und KAULE (1974). Hiervon abweichend wird bei trockener stehenden Arten (z.B. *Pleurozium schreberi*, *Vaccinium myrtillus*) von Azidophyten oder Arten oligotroph-saurer Moore gesprochen.

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben, die Soziabilität wurde nicht geschätzt. Die Deckungsschätzung erfolgt in der von BRAUN-BLANQUET (1928, zit. in DIERSCHKE 1994) vorgeschlagenen Skalierung, ergänzt durch die Kategorie "r" (raro) für wenige Exemplare. Die in der synthetischen Tabelle berechneten Stetigkeitswerte werden in Form von Stetigkeitsklassen dargestellt (vgl. Tabelle 1, S.3).

Insgesamt wurden 184 Flächen pflanzensoziologisch aufgenommen, eine Vegetationsaufnahme wurde von QUINGER (1983) übernommen, drei zu Vergleichszwecken erstellte Aufnahmen entfallen auf das *Pino-Sphagnetum*. Abbildung 1 (S.3) zeigt, daß die Anzahl der Aufnahmen zur Typengliederung ausreicht (Kurve der im Sinne der vorgestellten Gliederung diagnostisch bedeutsamen Arten mit Sättigung bei 60% der Aufnahmen). Bezogen auf alle Arten liegt die Steigung für den Bereich 80 bis 100% der Aufnahmen bei 0,6 zusätzlichen Arten pro Vegetationsaufnahme, ist also vergleichsweise gering. Insgesamt wurde bei den Aufnahmen versucht, die Bandbreite des Vegetationstyps zu erfassen. Alleinige Prämisse war das gemeinsame Vorkommen von Bergkiefer und

nässegebundenen, minerotraphenten Arten. Eine Beschränkung auf Bestände mit als klassifikatorisch bedeutsam erkannten Arten (z.B. *Carex lasiocarpa*) fand nicht statt.

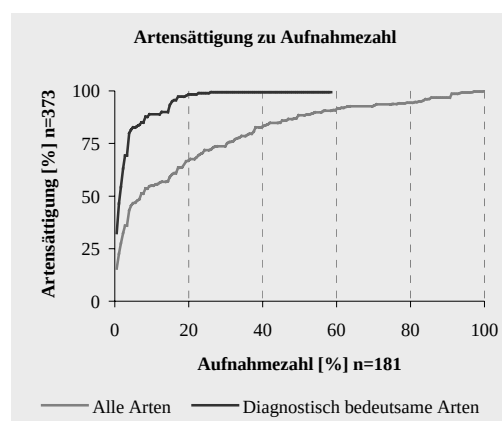
Tabelle 1: Deckungsgrad und Stetigkeit.

Deckungsgrad:			Stetigkeitsklassen:				
5	>75-100%	1	>1-5%	V	>80-100%	I	>10-20%
4	>50-75%	+	bis 1%	IV	>60-80%	+	>5-10%
3	>25-50%	r	wenige Exemplare, <1%	III	>40-60%	r	bis 5%
2	>5-25%			II	>20-40%		

Strukturell vermitteln die minerotrophen Bergkiefernmoore zwischen Offenland-Gesellschaften und geschlossenen Wäldern (vgl. Kapitel 3.5.2 S.37 und Foto 12-15). Die Grenze zum Offenland wurde bei einer $\pm$ gleichmäßig verteilten Gehölzdeckung von > 25% und einer Höhe der Gehölze von > 1.5 m gezogen (Verschattungsgrad als Funktion von Deckung und Höhe). Ein $\pm$ vergleichbarer Schwellenwert wird auch von anderen Autoren gewählt (z.B. RUUHJÄRVI 1960 für Waldkiefernmoore, VERWIJST 1988 für nordboreale Flechten-Birkenwälder, HÖLZEL 1996a für das Calmagrostio-Pinetum dryadetosum, vgl. auch die "offene Baumflur" der Waldtundra, WALTER & BRECKLE 1986). In zwei Fällen wurden auch lichtere Bestände aufgenommen. (vgl. Kap. 3.5.2 S.37).

Die Gliederung der minerotrophen Bergkiefernmoore erfolgt nach dem Spektrum der Arten innerhalb des Aufnahmемaterials, wobei das aus der Literatur bekannte, z.T. auch aufgrund eigener Erfahrung gewonnene soziologische Verhalten der Arten den Maßstab für die Beurteilung der Plausibilität bildet. Die Streuung und Gruppierung der Arten im Datensatz wird also gegen das aus der pflanzensoziologischen Literatur bekannte Gesamtverhalten der Arten geprüft. Gliederungsprämisse war, daß jede Einheit (Ausbildung, Variante) durch mehrere Arten ähnlichen soziologischen Verhaltens gekennzeichnet sein sollte.

Abbildung 1: Arten-Aufnahmezahl-Kurve (Arten sättigung) bezogen auf alle und diagnostisch bedeutsame Arten (zufallsverteilt). Um 99% der diagnostisch bedeutsamen Arten (Differentialarten, stete Arten >5%) zu erfassen, wären ca. 40 Vegetationsaufnahmen (23% d. Aufnahmen) erforderlich. Mit 98 Aufnahmen (= 54%) würden 90 % aller Arten erfaßt.



Eine Forderung der BRAUN-BLANQUET-Methode, nämlich die der homogenen Probefläche (1964: 25), bedarf einer ausführlicheren Betrachtung, weil die Bestände eine starke innere Heterogenität auf kleiner Fläche aufweisen, die sich erst bei größerem Betrachtungsausschnitt zu einem abgrenzbaren Ganzen zusammenfügt.

In jedem Fall stellt sich die zur Erfassung eines minerotrophen Bergkiefernmoores erforderliche Aufnahme fläche als Komplex nährstoff- und wasserhaushaltlich unterschiedlicher Kleinstandorte dar, die oft im Dezimeterbereich wechseln. Eine getrennte Aufnahme ausgewählter Einzelflächen wäre nur teilweise, unter der Prämisse methodischer Gleichbehandlung jedoch nicht möglich (zur Problematik und möglichen Vorgehensweisen der Aufnahme mikrostrukturell komplexer Biozönosen vgl. v.a. BARKMAN 1968 u. 1990, WESTHOFF 1968, SCHUHWERK 1986, DIERSCHKE 1988a, GILLET & GALLANDAT 1994).

Die Problematik soll am Beispiel von Abbildung 2 (S.4) verdeutlicht werden. Aufgenommen wurde ein Transekt mit einer Rasterung von 10 x 10 cm, wobei der mittlere Abstand der Rasterfläche zur Horizontalen gemessen wurde. Die in den Teilflächen auftretenden Arten wurden notiert. In dieser Abbildung sind die Rasterflächen nach zunehmender Höhe (= Lage über dem Moorwasserspiegel) im Sinne einer direkten Gradientenanalyse (vgl. z.B. DIERSCHKE 1994: 205ff, PFADENHAUER 1997: 108ff.) geordnet.

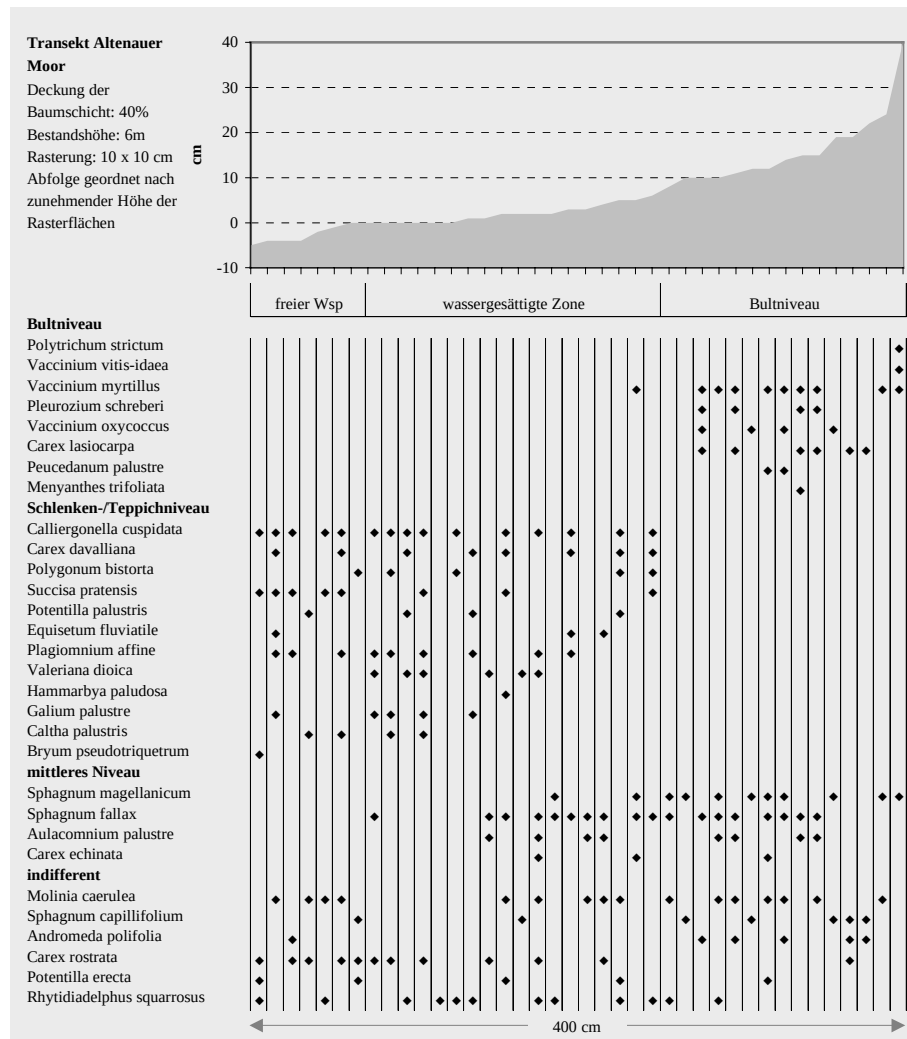


Abbildung 2: Mikrotransekt innerhalb eines minerotropen Bergkiefernmoors (Typische Ausbildung, Variante nach *Calliergonella cuspidata*). Nach zunehmender Höhe geordnet.

Zu erkennen sind zwei floristisch klar geschiedene Bereiche, nämlich ein höherliegendes Bultniveau und ein tieferliegendes Niveau. Dieser Befund spricht prinzipiell für die Aufnahme einzelner Stufen. Erkennlich ist ferner ein dritter Bereich, der durch die Moose *Sphagnum fallax*, *Sphagnum magellanicum* und *Aulacomnium palustre* differenziert ist. Dieses Niveau stellt einen kontinuierlichen Übergang dar, die Abgrenzung im Gelände ist schwierig und weniger gesichert als bei den distinkten Stufen. So wäre für das Beispiel der Abbildung zu fragen, ob man sich bei der Abgrenzung der Aufnahme fläche an dem die tieferen Horizonte besiedelnden *Sphagnum fallax*, an dem höher stehenden *Sphagnum magellanicum* oder an beiden orientiert. Die Ausscheidung einzelner Stufen erfordert also mehrfache Vorbewertungen, die, sofern man nicht über eine signifikante Zahl von Gradientenanalysen verfügt, allein auf Literaturangaben bezüglich der Ökologie der Einzelarten (z.B. DIERSSEN 1982, GIGNAC et al. 1991) bzw. Moosvereine basieren müßten (z.B. POELT 1954, BRAUN 1968: 104, DANIELS 1990). Ob dieses Verhalten allgemeingültig ist und auch für den Bereich der minerotropen Bergkiefernmoore gelten kann, bleibt aber fraglich. Auch in Nordeuropa, wo das Verfahren der Zerlegung der Aufnahme fläche z.T. gebräuchlich ist (vgl. z.B. Teilsiedlungen bei HEIKURAINEN 1953: 17ff.), stieß die Methode aufgrund der Vorbewertung auf Kritik (DU RIETZ 1930: 371). Obwohl sich die tiefen Depressionen und hohen Bulte innerhalb der minerotropen Bergkiefernmoore anhand der Bryophyten floristisch immer unterscheiden lassen, kann zusammenfassend gesagt werden, daß die Aufnahme einzelner Stufen am Durchdringungsbereich beider Stufen scheitert.

Betrachtet man die Arten der Krautschicht, so fällt eine Gruppe vom Niveau unabhängiger Arten auf. Ferner verhalten sich einige minerotraphente Arten (im Beispiel *Carex lasiocarpa*, *Peucedanum palustre*, *Menyanthes trifoliata*) wie Bultarten (also wie Aphreatophyten i.S. von DIERSSEN 1996). Das heißt, daß zu den durch die Moosarten abzugrenzenden Stufen teilweise nur geringe Affinität besteht (Foto 9 u. 10). Noch undeutlicher wird die Bindung, wenn man die Gehölzschicht betrachtet, da sich die Makro-Phanerophyten keiner Stufe eindeutig zuordnen lassen. Zwar finden sich am Stammfuß der Bergkiefer fast durchgehend hohe Heidebulte, die Art kann aber ernährungsphysiologisch nicht allein diesem Standort zugerechnet werden, zumal diese Bulte oft nur wenige Dezimeter durchmessen und im Anschluß oft tiefere Schlenken auftreten. Zudem prägen die Gehölze beispielsweise durch Beschattung, Transpiration und Interzeption das Gesamtsystem. Sie sind letztendlich das alles verbindende Glied dieser "Holozönose" (vgl. BARKMAN 1968: 21ff.).

Mit NEUHÄUSL (1970: 240ff.) und SEIBERT (1958: 26) betrachten wir also auch bestimmte komplex strukturierte Aufnahmeflächen als Einheit im Sinne und für den Gebrauch der systematischen Pflanzensoziologie. Zum Zwecke der floristischen Klassifikation ist es im Grunde auch gleichgültig, welcher Aufnahmemethode man sich bedient, da auch bei der Einzelerfassung von Stufen diese aufgrund der mikrostrukturellen Unabhängigkeit der Gehölzarten wieder zu einer Gesamtschau zusammengeführt werden müssen (vgl. beispielsweise das Vorgehen von HEIKURAINEN 1953, der zunächst Teilsiedlungen erfaßt und diese anschließend zu Siedlungstypen aggregiert).

Das Phänomen der standörtlich und floristisch nicht gleichartigen Aufnahmefläche ist auch bei anderen Vegetationstypen bekannt. Dabei ist ein ausgeprägter kleinstandörtlicher Wechsel nicht nur in Waldgesellschaften wie Erlenbruchwäldern (SCAMONI 1960: 95, DÖRING 1987, DIERSCHKE 1988a), Waldhochmooren (NEUHÄUSL 1970: 240ff.), Fichten-Moorwäldern (WALTER & BRECKLE 1986: 381), Blockschuttwäldern (PFADENHAUER 1969: 114ff.) oder Erdseggen-Schneeheide-Kiefernwäldern (SEIBERT 1958: 26, HÖLZEL et al. 1996) festzustellen, sondern auch aus Offenlandgesellschaften bekannt. So finden sich beispielsweise im Primulo-Schoenetum scordietosum tiefere Stellen, in denen *Utricularia minor* und *intermedia* siedeln, die BRAUN (1968: 65) in diesem Fall als Variante des Mehlsprimel-Kopfbinsenrieds ausscheidet. POELT (1954: 510) stellt zum Übergang vom Nieder- zum Zwischenmoor generell fest: "Es ist zu bemerken, daß sich alle diese Gesellschaften bei fortschreitender Versauerung auflösen, sie lockern sich auf und durchdringen sich, und die Grenzen zwischen ihnen verlieren sich".

Die Größe der für die Erfassung der minerotrophen Bergkiefernmoore gewählten Aufnahmefläche lag im Bereich zwischen 25 bis 100 Quadratmeter; folgt also in etwa der von BARKMAN (1990: 568) als sinnvoll erachteten Beziehung Bestandshöhe in dm ist gleich Aufnahmefläche in m².

2.2.2 Standortkundliche Untersuchungen

Für ca. die Hälfte der vegetationskundlich aufgenommen Bestände erfolgten überwiegend einmalige pH-Wert und Leitfähigkeitsbestimmungen (WTW PH 90 und LF 90) an mittels perforiertem Rohr gezogenen Moorwasserproben (Mischprobe bis ca. 80 cm Tiefe). Die Proben wurden am tiefsten Geländepunkt (i.d.R. Schlenken) genommen. Die zu unterschiedlichen Zeitpunkten erhobenen und damit nur bedingt vergleichbaren Werte werden im Kopf der Vegetationstabellen wiedergegeben (zur Streuung vgl. Abbildung 40 S.160). Gegenüber getrockneten und mit destilliertem Wasser suspendierten Bodenproben liegen die pH-Werte aus Moorwasserproben nach eigenen Messungen höher. Da der gemessene Leitfähigkeitswert die Aktivität der H⁺-Ionen einbezieht, wurde dieser Wert um die spezifische Leitfähigkeit der Wasserstoff-Ionen (nach SJÖRS 1950a, vgl. auch HÖLZER 1977: 143) entsprechend der Gleichung $\Delta \text{Konduktivität } (\mu\text{S}) = 0.325 \times 10^6 \times 10^{-\text{pH}}$ korrigiert. Die korrigierte Leitfähigkeit ist nach Berechnungen von ZIMMERLI (1988: 40) mit dem Ca²⁺-Gehalt hoch korreliert und stellt somit ein gutes Maß für den Basengehalt des Moorwassers dar. Im Bultbereich wurden nur wenige pH-Bestimmungen durchgeführt, weil sich bereits nach wenigen Messungen zeigte, daß an diesen Standorten erwartungsgemäß durchgängig niedrige pH-Werte angetroffen werden (vgl. Kapitel 4.2 S.43).

Dauerbeobachtungen zum Grundwassergang erfolgten an drei Stellen im NSG Altenauer Moor (WAGNER 1993), im Murnauer Moos und in einigen Mooren westlich des Staffelsees. Eingesetzt wurden 1 m lange, auf ganzer Länge perforierte PVC-Rohre, die in zwei- bis dreiwöchigem Turnus abgelesen wurden.

2.3 Begriffe und Einteilungen

2.3.1 Moorwald, Bruchwald, Sumpfwald

Der Gebrauch der Begriffe Moorwald, Bruchwald und Sumpfwald erfolgt in der Literatur nicht immer einheitlich. So werden in der Bodenkunde holzführende Torfe durchgängig als Bruch(wald)torfe bezeichnet (AG BODENKUNDE 1982: 107), während in der mitteleuropäischen pflanzensoziologischen Literatur damit meist nur auf nährstoffreiche Standorte Bezug genommen wird. Waldbestände nährstoffarmer-saurer Torfe heißen hier Moorwälder (SEIBERT in OBERDORFER 1992: 58). Diese werden in Veröffentlichungen aus dem skandinavischen Raum wiederum als Bruchwald bezeichnet (CAJANDER 1913, RUUHJÄRVI 1960, TOLONEN 1967, so auch POTT 1995: 513ff.). Um Mißverständnisse zu vermeiden, sollten die Begriffe einheitlich gefaßt werden. Folgende Einteilung wird vorgeschlagen, wobei sich als Oberbegriff der Terminus Naßwald anbietet:

Moorwälder: Waldbestände ± nähr- und mineralstoffarmer, wenig durchschlickter Torfe (vgl. MAST 1999), in denen Arten ombrotropher Torfmoos- und Torfmoos-Heide-Moore (=Reisermoore) entweder flächig oder komplexartig aufgelöst siedeln. Moorwälder sind demnach Naßwälder ombrotropher und ombrominerotropher Standorte (Hochmoore, Übergangs- und Zwischenmoore). Pflanzensoziologisch sind die Moorwälder entweder der Klasse Oxycocco-Sphagnetea, der Klasse Vaccinio-Piceetea oder der Gruppe der bislang synsystematisch noch nicht gefaßten Übergangs- und Zwischenmoorwälder anzuschließen (vgl. Kap. 6.4 S.76). Der Übergang zu den Bruchwäldern ist fließend, weil in Süddeutschland die fakultativ ombrotrophenten Arten *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum magellanicum* und *Vaccinium oxycoccus* kleinstandörtlich bedingt sehr weit in den Bereich meso- bis eutropher Naßwälder vorschieben. Dies gilt vor allem für die bislang ebenfalls nicht näher untersuchten Moor- und Bruchwälder der Fichte, die im Übergang zum Fichten-Schwarzerlen-Bruch an ombrotrophenten Arten verarmen. Sofern keine weiteren als oben genannte Arten und diese mit geringer Deckung auftreten, könnte hier auch von Bruchwäldern gesprochen werden.

Bruchwälder: Waldbestände nähr- und mineralstoffreicher Torfe, denen Arten ombrotropher Torfmoos- oder Torfmoos-Heide-Moore fehlen (s.o.). Minerotrophente Torfmoose, wie *Sphagnum centrale*, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum girgensohnii*, *Sphagnum fimbriatum*, *Sphagnum warnstorffii*, *Sphagnum squarrosum* und *Sphagnum teres*, können dagegen auftreten. Sie markieren den nährstoffärmsten Flügel der Bruchwälder (z.B. das Sphagno-Alnetum im Sinne von SOLINSKA-GÓRNICKA 1987). Kennzeichnend sind neben den wenigen Kennarten der Klasse Alnetea in der Hauptsache Arten der Verbände Calthion, Filipendulion, Magnocaricion und Phragmition, also Arten meso- bis eutropher, nasser Moore. Von den Sumpfwäldern unterscheiden sich die Bruchwälder durch den geringen Anteil an Arten der Klasse Querco-Fagetea.

Sumpfwälder: Wälder feuchter bis nasser Mineralböden mineralstoffreicher Naßböden (Gley, Anmoor, stark durchschlicktes Niedermoor), in denen außer Helophyten vor allem Arten der Auwälder (Alno-Ulmion, Filipendulion, Adenostylon) und weitere Querco-Fagetea-Arten siedeln.

Eine eigenständige Gruppe von Quellwäldern sollte u.E. nicht ausgeschieden werden, weil Quelligkeit in allen drei Naßwaldtypen auftreten kann und sich hier floristisch unterschiedlich äußert (z.B. *Scorpidium scorpioides* in den Moorwäldern, *Cratoneuron commutatum* oder *Equisetum telmateia* in den Sumpfwäldern, *Cladium mariscus* und *Paludella squarrosa* (!) zumindest in subfossilen Erlen-Bruchwäldern, vgl. GROSSE-BRAUCKMANN 1979).

Nach Entwässerung können sich in allen drei Naßwaldtypen Ausbildungen mit Dominanz von Nitratpflanzen (*Eupatorium cannabinum*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium aparine*, *Poa trivialis*, *Urtica dioica* u.a.) und Hochstauden bei rückläufigem Verhalten der kennzeichnenden Naßwald-Arten ausbilden (z.B. DINTER 1982, SCHRAUTZER et al. 1991, WIEBE 1998, WAGNER & WAGNER 1996, PRETZEL & REIF 1999, MAST 1999). Während solche Bestände bei ausreichendem Grundstock an kennzeichnenden Naßwaldarten (Oxycocco-Sphagnetea, Scheuchzerio-Caricetea, Alnetea, Phragmitetea usw.) noch zu dem jeweiligen Naßwaldtyp gestellt werden können, sollte überlegt werden, ob Wälder mit starkem Zurücktreten dieser Arten nicht eine eigene Gruppe bilden sollten (vgl. Kapitel 6.4 S.76).

2.3.2 Ombrominerotrophe Moore: Der Zwischen- und Übergangsmoorbegriff

Der Übergang (räumlich/zeitlich) vom mineralstoffgeprägten Niedermoor (Grundwassermoor nach PFADENHAUER 1998) zum Regenwassermoor ist bekanntlich durch ein vermittelndes Stadium gekennzeichnet. Charakteristisch hierfür ist vor allem die nährstoffhaushaltliche und die floristische Zwischenstellung. Solche Moore stehen als ombrominerotrophe Moore zwischen den minerotrophen Niedermooren und den ombrotrophen Hochmooren. Ein weiterer Aspekt ist die zeitliche, moorgenetische Stellung dieser Moore. Ausgehend von den Definitionen durch WEBER und POTONIE ist es in vielen moor- und vegetationskundlichen Arbeiten üblich, den moorgenetischen Aspekt einzubeziehen und zwischen Übergangsmooren und Zwischenmooren zu unterscheiden (vgl. ALETSEE 1967). Zwischenmoore sind danach ökologisch und floristisch zwischen den Nieder- und Regenwassermooren stehende Moore in Gebieten, in denen aus klimatischen Gründen keine Weiterentwicklung zu Regenwassermooren erfolgt (POTONIE 1908). Übergangsmoore streben dagegen dem ombrogenen Klimaxstadium zu (tertiäre Moore, vgl. SUCCOW 1988), sind also auf das Verbreitungsgebiet der Regenwassermoore beschränkt (WEBER 1911). Folgerichtig bezeichnet z.B. KAULE (1974) alle intermediären Moore seines Untersuchungsgebiets als Übergangsmoore. So klar wie die Definition auf den ersten Blick scheint, so problematisch ist sie. Dem Aspekt der Abgrenzung der ombrogenen Moorregion soll hier nicht nachgegangen werden (vgl. z.B. DIERSEN 1982). Festzustellen ist aber, daß die Definition hier z.T. theoretischen Charakter hat, weil die klimatischen Grenzbedingungen ombrogener Vermoorungen nicht vollständig bekannt sind bzw. durch andere Faktoren (Bodenart, Fremdwasserzufluß) modifiziert werden (vgl. OVERBECK 1975: 165, RUUHJÄRVI 1960: 245ff.). Der andere Aspekt ist zeitlicher Natur.

Aus vielen Gebieten Mitteleuropas sind Moorbildungen bekannt, die sich trotz beträchtlicher Torfanhäufung aus unterschiedlichen Gründen nicht vollständig dem Einfluß mineralstoffreichen Wassers entziehen können, also das ombrogene Stadium selbst nach langen Zeiträume nicht erreichen (vgl. z.B. SCHMITZ 1952 für Schleswig-Holstein, GROSSE-BRAUCKMANN 1985 für die Rhön und das Vogelsberggebiet, PAUL & RUOFF 1927 und 1932 für das Alpenvorland). Da diese Moore zweifellos in der ombrogenen Moorregion liegen, bezeichnet sie ALETSEE definitionsgemäß als "stabile Übergangsmoore" (1967: 155). Weil nicht in allen Fällen sicher ist (z.B. bei stark geneigten Alpenmooren oder Mooren im Bereich von Flußbettaufhöhungen), ob solche Moore jemals das Regenwassermoorstadium erreichen bzw. wie lange dies dauert, halten wir den Zwischenmoorbegriff, der die ökologisch-phytozoölogisch intermediäre und nicht die zeitliche Stellung betont, hier für geeigneter (so auch ELLENBERG 1996: 471). Abweichend von ALETSEE beschränken wir den Terminus Übergangsmoor auf Moore, für die ausgehend von floristischen Befunden eine höhere Wahrscheinlichkeit besteht, daß sie sich in kürzeren Zeiträumen zu Regenwassermooren entwickeln werden. Im Zentrum steht also nicht die Frage, ob solche Moore das Regenwassermoorstadium erreichen, sondern die (standörtlich)-phytozoölogische Distanz dieser Moore zu den ombrotrophen Mooren. Die moorgenetische Ausrichtung der Begriffe wird also nicht aufgegeben, weil Aussagen zur Sukzessionsrichtung und -geschwindigkeit im Sinne begründeter Wahrscheinlichkeiten getroffen werden können. Die nachfolgend vorgestellte Auslegung der Begriffe hat zudem den Vorteil der besseren ökologischen Kennzeichnung der ombrominerotrophen Moore und ermöglicht eine Zuordnung der Moortypen im Gelände.

Zwischenmoore: Den Niedermooren verwandte, aber ombrominerotrophe Moore (i.w.S. also Aapamoore, zum Begriff vgl. z.B. RUUHJÄRVI 1960, OVERBECK 1975, DIERSEN 1982, 1996), in denen sowohl minerotraphente als auch fakultativ ombrotrophente Arten siedeln, die sich von ombrotrophen Mooren in standörtlicher und floristischer Hinsicht aber deutlich unterscheiden. Eine rascher Übergang in das Regenwassermoorstadium ist aufgrund des Vorkommens von stark nasseabhängigen, deutlich minerotraphenten Arten unwahrscheinlich. Indikator der Dauerhaftigkeit ist die Vegetation der tiefst und damit dem Grundwasserspiegel nächst liegenden Vegetationsstufe, wobei die Abgrenzung zum Übergangsmoor allein über Moose erfolgen muß, weil sie im Gegensatz zu den über ihr Wurzelsystem tiefere Horizonte erschließenden Gefäßpflanzen die Milieubedingungen unmittelbar an der Mooroberfläche kennzeichnen (vgl. GIGNAC et al. 1991). Die Grenze zum Übergangsmoor markieren obligat minerotraphente Moose der Schlenken und des Teppichhorizonts, zum Niedermoor ombrotrophente Arten des Teppichhorizonts und der Bulte.

Übergangsmoore: Den Regenwassermooren verwandte ombrominerotrophe Moore, für die ausgehend von den Vegetationsverhältnissen die Entwicklung zum Regenwassermoor wahrscheinlicher ist als bei Zwischenmooren. Minerotraphente Moose treten nicht mehr auf, die Mooroberfläche unterliegt demnach nicht mehr dem prägenden Einfluß minerotrophen Grundwassers. Minerotraphente Gefäßpflanzen, die über ihr Wurzelsystem tiefere Horizonte erschließen, kommen im Unterschied zu ombrotrophen Mooren z.T. in großer Zahl vor. Sie sind entweder als Mineralbodenwasserzeiger, Mineralisierungszeiger¹ oder im Fall geringer Vitalität als Relikte zu werten. Treten nur noch weit in Richtung ombrotrophes Milieu vordringende Arten auf (die nach DU RIETZ 1954, S.576, zur Bestimmung der MBWZ-Grenze diagnostisch wichtigsten, wie z.B. *Carex lasiocarpa* oder *Eriophorum angustifolium*), so kann von einem Pseudohochmoor (z.B. KAULE 1974: 317) gesprochen werden.

Entscheidend für die Zuordnung sind also minerotraphente Moose des Schlenken- und Teppichhorizonts (v.a. Torfmoose der Sektion Subsecunda, Amblystegiaceen, Mniaceen, Meesiaceen).

Der Zwischenmoorbegriff wird auch allein aus pflanzensoziologischer bzw. aus standortkundlicher Sicht definiert. So werden im pflanzensoziologischen Sprachgebrauch Gesellschaften der Ordnung Scheuchzerietalia, vor allem aber des Verbands Caricion lasiocarpae als Zwischenmoore (POTT 1995 S. 236 spricht hier von Übergangsmoor-Gesellschaften) bezeichnet (PHILIPPI in OBERDORFER 1977: 221). Anlaß hierzu gab der Aufsatz "Zur soziologisch-ökologischen Charakterisierung von Zwischenmooren" von PAUL und LUTZ (1941). Hier wurden Gesellschaften der Ordnung Scheuchzerietalia aus komplexstrukturierten ombrominerotrophen Bult-Schlenken-Mooren, also Zwischenmooren im obigen Sinn, dokumentiert. Darauf weisen die Autoren ausdrücklich hin: "Die Zwischenmoore ... werden nicht in ihrer gesamten Fläche von den unten dargestellten² Gesellschaften bestockt; diese stellen vielmehr nur die markantesten Komponenten im Gesellschaftskomplex der Zwischenmoore dar" (S. 9). Die Einengung des moorgenetisch-phytozönologischen Begriffs auf bestimmte syntaxonomische Einheiten war von den Autoren also nicht beabsichtigt. Mißverständlich wird der pflanzensoziologische Begriff des Zwischenmoors dann, wenn Gesellschaften der Ordnung Scheuchzerietalia nicht im Komplex mit ombrotrophanten Arten auftreten (nicht ungewöhnlich). Moortypologisch, aber auch im Sinne von PAUL und LUTZ handelt es sich dann um Nieder- und nicht um Zwischenmoore.

SUCCOW (1988:125) bezeichnet alle über das N_c -Verhältnis als mesotroph definierten Moore als Zwischenmoore und unterscheidet in Abhängigkeit vom pH-Wert die Typen Sauer-Zwischenmoor, Basen-Zwischenmoor und Kalk-Zwischenmoor. Aus der Zuordnung von Vegetationsformen zu diesen standörtlich abgegrenzten Einheiten ergibt sich ein von der moorgenetischen, botanischen und auch bodenkundlichen (vgl. AG BODENKUNDE 1982) Definition abweichender Begriffsumfang, weil typische Niedermoorgesellschaften nach SUCCOW als Zwischenmoorgesellschaften zu bezeichnen wären (z.B. verbandszentrale Ausbildungen des Primulo-Schoenetum oder Schoenetum nigricantis als Basen- oder Kalk-Zwischenmoor). PFADENHAUER (1997: 193), der die Moorgliederung ebenfalls über pH und N_c aufbaut, beschränkt dagegen den Zwischenmoorbegriff auf ombrominerotrophe Moore (mit Beteiligung ombrotropher Arten).

¹ Arten, deren Vorkommen nicht unbedingt auf den Einfluß mineralstoffreichen Wassers zurückzuführen ist (z.B. *Molinia caerulea*, *Betula pubescens*). Ursache könnten auch Mineralisationsprozesse infolge tiefer Moorwasserstände und oxidativer Torfzehrung sein (vgl. MÖLLER 1992). Für die Diskussion zum Thema MBWZ - Mineralisierungszeiger sei Herrn Prof. Aletsee an dieser Stelle gedankt.

² das sind die Gesellschaften, die in der Pflanzensoziologie üblicherweise als Zwischenmoor-Gesellschaften bezeichnet werden.

2.3.3 Trophie

Kaum ein Wort wird in der vegetationskundlichen und moorökologischen Literatur so häufig verwendet wie der Trophie-Begriff (gr. *trophe*: Ernährung, Nahrung). Von daher wäre ein weitgehend einheitlicher Gebrauch anzunehmen. Dem ist aber nicht so, wie das folgende Beispiel zeigt: In Mitteleuropa werden die Standorte basenreicher, wenig produktiver Kleinseggenriede (*Caricion davallianae*) als kalkreich-oligotroph bezeichnet (z.B. ELLENBERG 1963: 414, BRAUN 1968: 7) während in der nordeuropäischen Literatur basenreiche Moore oft als eutroph angesprochen werden (z.B. RUUHIJÄRVI 1960: 36, DANIELS 1990: 23). Entsprechend unterschiedlich ist auch die Einteilung der Arten nach ihrer ökologischen Amplitude. Die basenreiche Moorstandorte besiedelnden Arten *Calliergon trifarium* oder *Schoenus ferrugineus* wären im ersten Fall oligotraphente, im zweiten Fall eutraphente Arten. Demgegenüber wird in der allgemeinen Ökologie oder in der Limnologie (z.B. ELSTER 1958, SCHWOERBEL 1987: 110, BEGON, HARPER, TOWNSEND 1991) unter Trophie meist die Intensität der Primärproduktion verstanden. Diese Auslegung des Begriffs bietet zahlreiche Vorteile und sollte u.E. auch in der Moor- und Vegetationsökologie angewandt werden.

Abweichend vom in der Moor- und Vegetationsökologie üblichen Gebrauch des Trophie-Begriffs werden in dieser Arbeit die Stufen oligotroph bis polytroph also nicht gleichbedeutend mit nährstoffarm und nährstoffreich oder mit geringer oder hoher Nährstoffverfügbarkeit, sondern im Sinne von wenig produktiv bzw. hochproduktiv verwandt. Maßstab der Trophie ist die Nettoprimärproduktion, die den Ausnutzungsgrad der photosynthetisch aktiven Strahlung in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen - und nicht nur von dem Nährstoffdargebot - beschreibt. Dabei werden die in Tabelle 2 genannten Schwellenwerte zur Klassenbildung zugrundegelegt. Von oligotraphenten Arten wird gesprochen, wenn diese ihren Schwerpunkt in wenig produktiven Artengemeinschaften haben, von eutraphenten, wenn diese für produktive Biozönosen charakteristisch sind. Nach wie vor wird aber von ombro- oder minerotraphenten Arten gesprochen, da die Begriffe selbsterklärend sind (vgl. auch autotroph, heterotroph, chemotroph usw.). Unter Eutrophierung wird die Verbesserung der Wachstumsbedingungen für photoautotrophe Pflanzen verstanden. Sie ist also nicht allein eine Folge von Nährstoffeinträgen, sondern kann auch durch andere Faktoren (im Moorbereich z.B. sekundär durch Entwässerung, global auch durch die Erhöhung der CO₂-Konzentration oder Erwärmung, vgl. die begrenzenden Faktoren der Photosynthese) ausgelöst werden.

Von den oben erwähnten Vorteilen seien einige benannt: 1). Die Vermeidung von Mißverständnissen, weil nur ein Parameter existiert; die Trophiestufen oligotroph bis polytroph sind über Produktivitäts-Schwellenwerte eindeutig abgrenzbar. 2). Ein über das Nährstoffangebot begründetes Trophiestufensystem besitzt nur sehr enge räumliche Gültigkeit. So sind vom Nährstoffgehalt vergleichbare (!) Ökosysteme kälterer Gebiete weitaus unproduktiver als solche wärmerer Lagen (nach GORHAM, 1974, z.B. Großseggenried im Tiefland mit 150 dt/ha J, in der subarktischen Zone aber nur 20 dt/ha J) und selbst auf örtlicher Ebene bestehen Unterschiede (z.B. gibt SPATZ, 1970, für intensivst bewirtschaftetes Grünland im Allgäu einen Ertragsabfall von 6% pro 100 m Höhe an). Dagegen integriert die Produktivität eines Vegetationsbestands alle am jeweiligen Standort wirksamen Ernährungsbedingungen (Ressourcenverfügbarkeit, begrenzende Faktoren), also nicht nur das momentane Nährstoffangebot, sondern die gesamte, komplexe Nährstoffdynamik und die auf sie wirkenden Umweltfaktoren. 3). Energetisch gesehen ist die Nettoprimärproduktion eine Maßzahl für die Ausnutzung der Strahlungsenergie. Damit ist ein weltweiter Vergleich von Biozönosen und Ökosystemen möglich. 4). Produktivität und Biodiversität (Artenspektrum, Vegetationsstrukturen, Lebensformen) sind aufgrund des Konkurrenzfaktors in vielen Fällen eng miteinander korreliert. Dadurch ergeben sich vielfältige Möglichkeiten der Zuordnung von Arten, Lebensformen, Strategietypen usw. 5). Nährstoffhaushaltliche Analysen sind vielfach Labormethoden, so daß im Gelände über den "Trophiegrad" überhaupt keine Aussagen getroffen werden können. Dagegen läßt sich die oberirdische Produktivität im Gelände meist relativ sicher abschätzen (Feldmethode).

Produktivitätsschätzung bei den minerotrophen Bergkiefernmooren: Um einen Anhalt über die jährliche Zuwachsrate zu erhalten, wurde ausgehend von der in der Grünlandlehre benutzten Faustzahl, daß 1 cm Jahreszuwachs etwa einem Trockengewicht von 1 dt/ha pro Jahr (=1dz/ha oder 10 g/m²) entspricht, eine Näherung versucht. Für jede Art der Moos- und Krautschicht wurde die jährliche Zuwachsrate geschätzt und diese mit dem mittleren Deckungsanteil multipliziert. Beispiel: Für *Carex elata* wird der jährliche Zuwachs in den Bergkiefernmooren mit 60 cm geschätzt. Bei Vorkommen der Art mit Deckung 2 (= 12,5% mittlere Deckung) errechnet sich der geschätzte Aufwuchs zu 60 dt/ha J x 0,125 = 7,5 dt/ha. Die geschätzte jährliche oberirdische Phytomasseproduktion errechnet sich aus der Summe der Einzelwerte. Strauch- und Baumschicht wurden in die Berech-

nung nicht einbezogen, die geschätzten Werte können also nur in Relation zur Offenlandvegetation gesehen werden.

Tabelle 2: Abgrenzung der Trophiestufen und Beispiele zur Einstufung von Vegetationsbeständen (oberirdische Phytomasse, Trockengewicht in dt/ha Jahr). Die bei den Vegetationstypen angegebenen Werte beziehen sich nicht immer auf die gesamte jährliche oberirdische Biomasseproduktion, sondern auf den Ernteertrag (Streu bzw. Heu).

Trophiestufe		Vegetationstypen	dt/ha J	Quelle
Oligotroph	<30	Carlino-Caricetum sempervirentis, subalpin	9	SPATZ (1974) in ELLENBERG (1996: 842)
	dt/ha J	Caricetum limosae	7-9	DIERSEN (1996: 361)
		Drepanoclado-Trichophoretum	13-22	DIERSEN (1996: 382)
		Borstgrasrasen	5-20	STÄHLIN in KLAPP (1965: 321)
		Krummseggenrasen, kryptogamenreich	10-16	ELLENBERG (1996: 597)
		Torfbinsen-Borstgrasrasen	10-22	KLAPP (1965: 329)
		Molinietum schoenetosum	10-25	KLAPP (1965: 275)
		<i>Sphagnum magellanicum</i> im Sphagnetum magellanici und im Vacc.-Pinetum sylvestris, Rot-tauer Filze	20	FRANKL (1996: 71)
		Caricetum lasiocarpae typicum, Bad.-Württ.	25	WARNKE-GRÜTTNER (1990 Tab VII.4)
		<i>Erica tetralix</i> - u. <i>Calluna vulgaris</i> -Heiden, Schweden	30	TYLER et al. (1973)
		Zwergstrauch- <i>Sphagnum</i> -Kiefern-Moor	18	WALTER & BRECKLE (1986: 404)
		Erico-Sphagnetum magellanici	9-30	LÜTT (1992: 147)
		Vaccinio-Pinetum sylvestris (Feldschicht)	20	TRACZYK (1967)
		Caricetum ferr., Seslerietum, subalpin-alpin	30	REHDER (1970) in ELLENBERG (1996: 595)
		Davallseggenried	10-35	STEBLER (1897) in KLAPP (1965: 289)
Mesotroph	30-60	Glatthaferwiese, Wiesenrispen-Form	20-40	ELLENBERG (1996: 790)
	dt/ha J	Alchemillo-Cynosuretum	41	SPATZ (1974) in ELLENBERG (1996: 842)
		Jährliche Torfbildungsrate in <i>Sphagnum</i> -reichen, schwach minerotrophen Torfstichen	10-47	LÜTT (1992: 179)
		Molinietum brach, Bad.-Württ.	30-50	WARNKE-GRÜTTNER (1990 Tab. VII.1)
Eutroph	60-120	Lolio-Cynosuretum	62	SPATZ (1974) in ELLENBERG (1996: 842)
	dt/ha J	Caricetum gracilis	55-80	BARADZIEJ (1974) in ELLENBERG (1996: 453)
		Steifseggenried typisch	80	STEBLER (1898) in KLAPP (1965: 298)
		Kohldistelwiese	90	KLAPP (1965: 223)
		Schwarzerlen-Bruchwald (Feldschicht)	95	TRACZYK (1967)
		Intensivwiesen	100	ELLENBERG (1996: 816)
Polytroph	>120	Wasserschwaden-Röhricht	150	WEBER (1931) in KLAPP (1965: 293)
	dt/ha J	<i>Lolium multiflorum</i> -Ansaat, vierschnittig	150	ELLENBERG et al. (1986: 175)
		Pappelforst	100-200	QUADE (1993: 414)
		Phragmitetum, Neusiedler See u. Donaudelta	170-180	SIEGHARD (1973) in ELLENBERG (1996: 450), RODEWALD-RUDESCU (1961) zit. in DIERSEN (1996: 267)
		Tropischer Regenwald	220	WHITTAKER & LIKENS (1975) in LARCHER (1984: 194)
		Energiegetreide, Schilfgras	100-300	QUADE (1993: 414)

Bei dieser Schätzung treten v.a. folgende Fehlerquellen auf. 1). Das unterstellte Verhältnis von Jahreszuwachs zu Trockengewicht mit 1:1, das z.B. bei kompakten Torfmoosrasen 1: 4 betragen kann (vgl. CLYMO & REDDAWAY 1971, OVERBECK 1975: 277, LINDHOLM & VASANDER 1990, ROCHEFORT et al. 1990, LÜTT 1992). Sofern verfügbar, ging in die Berechnung deshalb die aus der Literatur bekannte (s.o.) Jahresproduktivität der Einzelarten ein, wobei für produktive Sphagnen als Maximalwert 25 dt/ha J angenommen wurde und schwächerwüchsige Arten hierzu in Relation gesetzt wurden (z.B. *Sphagnum cuspidatum* 25, *Sphagnum magellanicum* 20, *Sphagnum fuscum* 15 dt/ha J). 2). Nur selten finden sich in der Literatur Angaben zum Jahreszuwachs oder zur Phytomasseproduktion von Laub- und Lebermoosen (z.B. *Polytrichum formosum* im Solling über 18 dt/ha J, vgl. ELLENBERG et al. 1986: 134;

ca. 8 dt/ha J bei *Hylocomium splendens* in Birkenwäldern der borealen Zone, vgl. BUSBY et al. 1978, CALLAGHAN et al. 1978). Die zugrundgelegten Werte beruhen hier allein auf Schätzungen. 3). Die Vitalität einer Art hängt vor allem vom Nährstoff- und Wasserfaktor ab. So erreicht *Phragmites australis* in der *Crepis paludosa*-Ausbildung Wuchshöhen von über 1,5 m während Vorkommen in der *Scheuchzeria*-Ausbildung eine deutlich geringer Höhe haben. *Sphagnum magellanicum* ist bei ausgeglichenem Wasserregime im Teppichhorizont produktiver als bei häufiger Austrocknung, wie sie in hochaufragenden *Sphagnum magellanicum*-*Polytrichum strictum*-Bulten auftritt. Solche Unterschiede in der Vitalität wurden bei der vorgenommenen Näherung nicht berücksichtigt. Der "Vitalitätsfehler" dürfte sich in der Berechnung aber ausgleichen, weil Deckung und Vitalität positiv korreliert sind.

Die geschätzten Werte reihen sich in das für Moor- und Bruchwälder von TRACZYK (1967) in Polen durch Bestimmung der Kraut- und Moosschicht-Biomasse angegebenen Spektrum sinnvoll ein. Nach obiger Schätzmethode durchgeführte Berechnungen ergeben für das Vaccinio-Pinetum ca. 20 dt/ha J (gegenüber den durch TRACZYK ermittelten 15 dt/ha J) und für Schwarzerlen-Bruchwälder des nordwestdeutschen Tieflands (Überschlagsberechnung aus Aufnahmen von DÖRING-MEDERAKE 1991: Tab. A 1b Nr. 42 u. 59) knapp über 100 dt/ha J (gegenüber 95 dt/ha J bei TRACZYK). Der Fehler zwischen Schätzung und Bestimmung ist in diesen Fällen also gering.

3 Verbreitung, Gliederung und Struktur der minerotrophen Bergkiefernmoore

3.1 Systematik, Ökologie und Areal von *Pinus mugo* agg.

Systematik: Die systematische Behandlung des Formenkreises *Pinus mugo* agg. hat mehrfach gewechselt und erfolgt je nach Autor unterschiedlich (z.B. ZOLLER in HEGI 1981, S.100, gegenüber WISSKIRCHEN u. HAEUPLER 1988 S.366). Diagnostische Merkmale sind die Zapfenausbildung (Form: symmetrisch oder asymmetrisch, Zapfenstiel: zentral oder schief, Nabel: zentral oder exzentrisch nach unten versetzt, Schuppenschild: flach oder hakig vorgezogen) und die Wuchsform (Strauch niederliegend, bogenförmig aufsteigend oder einstämmiger Baum mit kegelförmiger Krone).

Die Extreme sind - der Gliederung der Flora Europaea (TUTIN et al. 1993: 43) folgend - in den Unterarten *Pinus mugo* ssp. *mugo* (Legföhre, Latsche) und *Pinus mugo* ssp. *uncinata* (Bergkiefer, Hakenkiefer, Spirke) verwirklicht. Durch Bastardierung treten im Überlappungsbereich beider Unterarten intermediäre Formen auf, wobei Wuchsform und Ausbildung der Zapfen nicht parallel gehen (vgl. LEININGEN 1906: 251, PAUL u. RUOFF 1932: 217, KONNERT et al. 1999). Die Zwischenformen, die im süddeutschen Alpenvorland verbreitet sind³, werden als *Pinus x rotundata* LINK (*Pinus mugo* ssp. *rotundata* JANCHEN & NEUMAYER) bezeichnet. Sie sind entweder von einstämmig-baumförmigem Wuchs, von aufrecht-mehrstämmigem oder von strauchigem Charakter, und werden im letztgenannten Fall, sofern die Schuppenschilder vorgezogen sind, z.B. als var. *pseudopumilio* bezeichnet. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgten Aufnahmen fast ausschließlich für den baumförmigen Typ (*Pinus rotundata* in den Tabellen). In wenigen Fällen wurden auch Bestände mit strauchförmigen Kiefern aufgenommen, wobei eine Grenzen zwischen *Pinus rotundata* var. *pseudopumilio* und *Pinus mugo* ssp. *pumilio*, eine Form mit leicht nach unten versetzter Narbe und niederliegendem Wuchs, aufgrund der Zapfen-Variabilität nicht gezogen werden konnte. Um auf die niederliegende Wuchsform hinzuweisen, werden diese Formen in den Vegetationstabellen auch dann als *Pinus mugo* bezeichnet, wenn - v.a. bei älteren Individuen - einzelne Stämme aufrechten Wuchs annehmen und die Zapfen zur Asymmetrie neigen.

Verbreitung: Als streng präalpine Art besitzt *Pinus mugo* agg. eine sehr begrenzte Verbreitung (vgl. Abbildung 3). Da die Gliederung der Artengruppe problematisch ist, sind Verbreitungsangaben entsprechend unsicher.

Der Einteilung der Flora Europaea (TUTIN et al. 1993: 43) folgend, ergibt sich für die Latsche (*Pinus mugo* ssp. *mugo*) eine ostalpin-karpatische Verbreitung mit Schwerpunkt in der subalpinen Stufe und für die Bergkiefer i.e.S. (Spirke, *Pinus mugo* ssp. *uncinata* incl. *Pinus rotundata*) ein pyrenäisch-westalpisches Areal mit Schwerpunkt im montanen Bereich. Im einzelnen stellt sich das mitteleuropäische Verbreitungsgebiet von *Pinus rotundata* wie folgt dar: In der Schweiz im Jura und den Zentralalpen (vgl. WELTEN u. SUTTER 1982: 87); in Österreich hauptsächlich (?) nördlich des Inn bis zum Quellgebiet der Isar (die Verbreitung ist noch nicht vollständig bekannt, vgl. ADLER et al. 1994: 259 und POLAT-

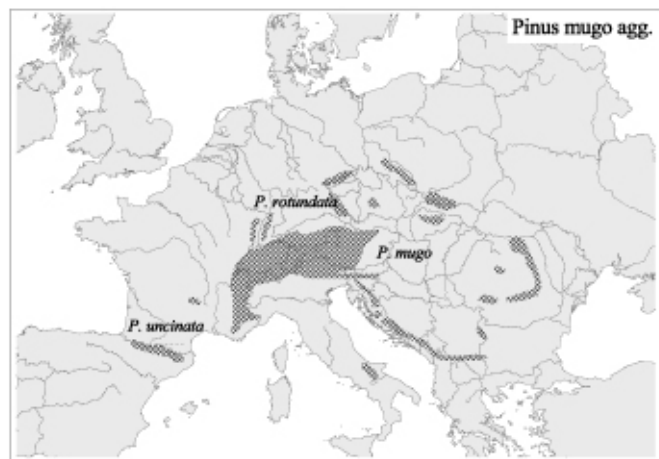


Abbildung 3: Areal von *Pinus mugo* agg. (verändert nach JALAS & SUOMINEN 1973)

³ Die in den Pyrenäen und Westalpen verbreitete, einstämmige *Pinus mugo* ssp. *uncinata* s. str. mit ausgeprägt hakigem Schuppenschild ist für das Untersuchungsgebiet fraglich (vgl. ROTHMALER 1982: 101, OBERDORFER 1994: 94). Nach POLATSCHEK (1997: 263) soll die Hakenkiefer aber am Lech bis Reute/Pfronten und an der Isar bei Scharnitz vorkommen.

SCHEK 1997: 237); in Deutschland im Schwarzwald, im Bayerischen Alpenraum von Westen bis zur Isar⁴; im nördlichen Alpenvorland vor allem im Jungmoränengebiet vom Bodensee bis zur Isar und wenigen davon östlich gelegenen Vorkommen; im Bayerischen Wald, Fichtelgebirge und Erzgebirge (BENKERT et al. 1996, HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988: 112). Vorkommen einstämmiger, aufrechter Formen sind auch aus Südböhmen (ZOLLER in HEGI 1981: 101) und der Steiermark (vgl. STEINER 1992: 329) bekannt.

Ökologie (von *Pinus rotundata*): Wie bei fast allen Baumarten Mitteleuropas liegt das physiologische Optimum der spätfrostharten Bergkiefer, die nach MAYER (1984: 75) mit einer 6 bis 8-wöchigen Vegetationszeit auskommt, im Bereich mittlerer Standorte. Obwohl *Pinus rotundata* bei günstigen Verhältnissen nach eigenen Beobachtungen Jahrestrieblängen von bis zu einem Meter erreichen kann, erliegt die Lichtbaumart auf solchen Standorten der Konkurrenz anderer Baumarten. Dementsprechend kann sie sich längerfristig nur bei extremen Umweltbedingungen behaupten. Die Silikatalpen ausgenommen, können solche Bedingungen in Süddeutschland im Bereich flachgründiger Karbonatrohböden, auf Tangelrendzinen v.a. der subalpinen Stufe und im Bereich der Moore vorliegen.

Dabei werden die Bergkiefern-Bestände auf Mineralböden im Gegensatz zu denen auf Moorböden nicht als eigene Gesellschaften geführt, sondern den *Pinus sylvestris*-Assoziationen des Erico-Pinion Verbands angeschlossen (HÖLZEL et al. 1996: 15). Aus ökologischer und syndynamischer Sicht könnten sie aber durchaus als eigene Gesellschaft geführt werden, da sie im Sukzessionsverlauf ein relativ dauerhaftes Primärstadium darstellen können, das sich zwar häufig (vgl. LORENZ 1993: 313), aber nicht generell zu Waldkiefern-Wäldern weiterentwickeln muß. Auf diesen Aspekt sei hier deshalb hingewiesen, weil ein pflanzensoziologisch-methodisches ungleiches Vorgehen für die Synsystematik im Bereich extra- und azonaler Waldgesellschaften symptomatisch ist. So werden bei den Moorwäldern der Verbands Dicrano-Pinion in Abhängigkeit von der Stetigkeit der Baumarten Moorbirke, Bergkiefer und Waldkiefer drei floristisch sonst praktisch identische Assoziationen unterschieden, die bei Vorgehen nach der "Erico-Pinion-Methode" zu einer Einheit vereinigt werden müßten.

Insgesamt ist die ökologische Amplitude von Bergkiefer und Waldkiefer sehr ähnlich, wobei die Waldkiefer in den höheren Lagen (ab ca. 650 m) des westlichen und mittleren süddeutschen Alpenvorlands im Moorbereich aber höchstens akzessorisch beteiligt ist und meist ganz fehlt (s. a. TROLL 1926, KAULE 1974). Umgekehrt gilt dies für die Bergkiefer in tieferen Lagen der Alpenvorlandmoore. Obwohl zur Dauer der Vegetationsperiode und dem Wert von 220 Tagen, also einem Temperaturparameter (Tage > 5°C), große Kongruenz besteht⁵, kann der Ausfall der Waldkiefer in höheren Lagen nicht temperaturbedingt sein; das Areal von *Pinus sylvestris* (vgl. MEUSEL et al. 1965) belegt ja eine außerordentlich große Anpassungsfähigkeit der Art an diesen Faktor. Möglich scheint, daß geringe Temperaturen kombiniert mit hohen Niederschlägen die Waldkiefer einschränken bzw. der Bergkiefer zuträglich sind (vgl. LUTZ 1956: 66), *Pinus sylvestris* also kontinentalere Verhältnisse bevorzugt, wie sich dies in der auffälligen Häufung in "Föhngassen" der Bayerischen Alpen (vgl. RUBNER 1955: 538, HÖLZEL 1996a) oder in niederschlagsarmen, einsstrahlungsintensiven Gebieten der Inneralpen (z.B. im Raum Landeck, Tirol, selbst im Moorbereich bis ca. 1700 m üNN) andeutet.

Im Vorkommensbereich der minerotrophen Bergkiefernmoore fällt die Waldkiefer als Konkurrent der Bergkiefer also überwiegend aus, auf die Moore des Alpenvorlands bezogen liegt - im Gegensatz zu den Mineralbodenstandorten - eine Vikarianz mit geringem Überlappungsbereich vor. Dort wo die Waldkiefer am Bestandsaufbau beteiligt war, zeigte sich die Bergkiefer nach eigenen Beobachtungen zuwachskräftiger und vitaler (Foto 14). Konkurrenten findet die Bergkiefer aber mit den Baumarten *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*, *Picea abies* sowie *Alnus incana* auf basenreicheren Moorböden. Dabei bestehen im ökologischen Verhalten und der physiologischen Konstitution dieser Baumarten und der Bergkiefer viele Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede. Hierauf wird in Kapitel 7.2 (S.88) eingegangen.

⁴ mit z.T. wohl fraglichen Einzelvorkommen weiter östlich. So zeigen die morphologischen und isoenzymatischen Untersuchungen von KONNERT et al. (1999), daß es sich bei dem häufig zitierten Vorkommen der einstämmigen Bergkiefer im Wimbachgries/BGL um *Pinus mugo* ssp. *mugo* und nicht um *Pinus mugo* ssp. *rotundata* handelt, wie lange Zeit angenommen wurde.

⁵ vgl. die Karte der natürlichen Waldgebiete des glazialen Isarvorlands von TROLL 1926: 253 mit Karte 16 BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND.

3.2 Stand der Kenntnis zu den minerotropen Bergkiefernmooren

Obwohl die minerotropen Bergkiefernmoore in vielfacher Hinsicht, sei es in floristischer, chorologischer, standörtlicher, syntaxonomischer, syndynamischer oder auch moorgenetischer Sicht, eine äußerst interessante und mit vielen offenen Fragen behaftete Vegetationsform darstellen, wurden sie nie intensiver erfaßt und analysiert. Dies ist deshalb verwunderlich, weil der phytozöologische Erforschungsgrad in Mitteleuropa insgesamt sehr hoch ist. Die Ursachen hierfür bleiben unklar, könnten aber beispielsweise in der Seltenheit der Artengemeinschaft oder in ihrer pflanzensoziologischen Zwischenstellung und Buntheit, die Probleme bei der syntaxonomischen Zuordnung in das bestehende System zur Folge hat, liegen. So werden die minerotropen Bergkiefernmoore - sofern überhaupt - überwiegend nur randlich angesprochen; in vielen Mooregebietsbeschreibungen wird den ombrotrophen und oligotroph-sauren Beständen (Pino-Sphagnetum, Vaccinio-Pinetum rotundatae) breiter Raum zugestanden, die dort vorkommenden minerotropen Bestände aber gar nicht erwähnt. In etwa daselbe gilt im übrigen für die süddeutschen minerotropen Moorwälder der Waldkiefer, die ebenfalls kaum untersucht wurden. Im Ergebnis fehlen die minerotropen Bergkiefernmoore den pflanzensoziologischen Übersichtswerken über die mitteleuropäische Vegetation (vgl. v.a. OBERDORFER 1994, POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995, MUCINA et al. 1993). Dabei ist das Vorkommen minerotropher Bergkiefernmoore im nördlichen Alpenvorland, wie folgender unvollständiger Aufriß zeigt, aber seit langem bekannt.

In der "Beschreibung von Mooren in der Umgegend von Schongau mit besonderer Berücksichtigung ihrer Waldvegetation" nennt LEININGEN (1906: 263) das östlich vom Premer Filz gelegene Markbachfilz/WM. "In einem Teil des Markbachfilzes wird das tief gelegene, mit niedrigen Bergkiefern bestockte Hochmoor durch einen vom Mineralboden kommenden Bach so sehr vernäßt, daß sich in diesen Beständen *Phragmites communis* und eine Menge an Sumpfpflanzen angesiedelt hat. ... Dort steht die Bergkiefer nur auf Büten von *Sphagnum*, welche oben auch gleichzeitig *Calluna* tragen, ... und mit Mühe kommt man zwischen den tiefen, wassererfüllten Schlenken, die in regellosen Formen die Büten umschließen, von Insel zu Insel springend vorwärts." Das von LEININGEN erwähnte minerotrophe Bergkiefernmoor (mit Sumpfpflanzen), das er explizit von den ombrotrophen Bergkiefernfilzen trennt, existiert auch heute noch (!) und ist durch eine sehr große Zahl minerotropher Arten, von denen vor allem *Betula humilis* hervorzuheben ist, gekennzeichnet. Die Literaturstelle ist auch deshalb von Bedeutung, weil hiermit ein Beleg für die - hydrologisch bedingte - Dauerhaftigkeit minerotropher Bergkiefernmoore vorliegt (vgl. die Überlegungen zum Primärlebensraum von Moorarten, Kapitel 5.3, und zur Dauerhaftigkeit der minerotropen Bergkiefernmoore, Kapitel 7.3).

PAUL (1910: 156) erwähnt in der Arbeit "Ergebnisse der pflanzengeographischen Durchforschung von Bayern" außer den klassischen Bergkiefernmooren oligotroph-saurer Ausprägung auch solche minerotropher Standorte: "... Dieser Bestand zeigt also sehr viele Beziehungen zum Hochmoor und geht schließlich in der Mitte vollends in dieses über, er unterliegt also allmählich dem Eindringen der Sphagna. Andererseits können wir aber auch im Entstehen begriffene Latschenwälder beobachten, so z.B. bei Bach unweit Waizern nördlich von Füssen⁶. Hier entwickelt sich ein solcher aus einem trocken gewordenen lichten Erlenbruch, das teilweise auch in Molinietum überging." Die mitgeteilte Artenliste läßt die Bult-Schlenken-Struktur erkennen und ist mit Arten wie *Carex davalliana*, *Dactylorhiza incarnata*, *Eriophorum latifolium*, *Galium uliginosum*, *Swertia perennis*, *Tofieldia calyculata* u.a. zur *Epipactis palustris*-Ausbildung der minerotropen Bergkiefernmoore zu stellen. Erwähnt wird auch ein Bestand am Bruckerhof bei Böbing (S. 155), der neben ombrotrophen Arten auch *Carex chordorrhiza* und *Menyanthes trifoliata* enthält. Möglicherweise ist dieser mit den heutigen Vorkommen im Mayfilz/WM identisch. Über Vorkommen im Wurzacher Ried berichtet BERTSCH (1912).

Eine floristisch wie ökologisch sehr interessante Beschreibung eines später abgetorften/kultivierten minerotropen *Pinus mugo*-Moores (Weitmoos bei Eggstätt) findet sich in den "Pollenstatistischen und moorstratigraphischen Untersuchungen" von PAUL & RUOFF (1927: 25): "Noch vor wenigen Jahren war das Moor fast ganz mit Latschen bestanden, die auf großen Flächen schwer passierbare Dickichte bildeten. Zwischen den 50 bis 150 cm hohen *Pinus montana*-Büschen waren reichlich *Betula humilis*, *Salix repens* und *Salix myrtilloides* zu finden, dann stets *Phragmites communis*, *Molinia caerulea*, *Lysimachia vulgaris*, *Eriophorum vaginatum*, ... von

⁶ Sofern der Bestand im Mooregebiet unmittelbar bei Bach gelegen haben sollte, existierte dieser heute nicht mehr.

den Moosen ganz überwiegend *Sphagnum recurvum* und *Sphagnum amblyphyllum* (= *S. flexuosum*), aber auch *Sphagnum medium* (= *S. magellanicum*). Unmittelbar am Fuße der Latschen standen *Hypnum schreberi*, wenig *Hylocomium splendens*, *Dicranum undulatum* An offenen Stellen, ... herrschten abwechselnd *Rhynchospora alba*, *Carex limosa*, *C. lasiocarpa*, *Scheuchzeria*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* usw. Hier war auch in beträchtlichen Mengen *Scapania paludicola* und noch 1917/18 *Juncus stygius* spärlich zu finden". Die wesentlichen Merkmale der minerotropen *Pinus mugo*-Moore, vor allem gemeinsames Vorkommen minerotropher und ombrotropher Arten, die ausgeprägte Mikrostruktur, Vorkommen für den Artenschutz hochbedeutsamer Arten und Kontakt zu primär offenen Mooren (Lage im Zonationskomplex) wurden von PAUL und RUOFF also schon früh beschrieben.

Auch in der späteren moorökologisch-vegetationskundlichen Literatur finden sich immer wieder Hinweise. So verweisen z.B. PAUL u. LUTZ (1941: 9) bei der soziologisch-ökologischen Charakterisierung der Zwischenmoore in einer Fußnote "Auf das Vorkommen von Übergangsmoorwäldern, die in verschiedenster Zusammensetzung auftreten, sei hier nur hingewiesen." Von POELT (1954: 533) liegt eine Artenlisten von Bergkiefern-Beständen z.B. mit *Carex lasiocarpa* vor, HOHENSTATTER (1973: 1124) liefert eine Florenliste eines *Pinus mugo*-Bestands aus dem Röthelmoos bei Urschlau/Ruhpolding (TS): "Hier wachsen neben *Calluna vulgaris*, *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccus*, *Vaccinium uliginosum*, *Sphagnum medii* (= *S. magellanicum*), *Sphagnum plumulosum* (= *S. subnitens*), *Menyanthes trifoliata*, *Scheuchzeria palustris*, *Pedicularis palustris*, *Carex pauciflora*, *Carex filiformis* (= *C. lasiocarpa*), *Carex limosa* die sehr seltene *Carex chordorrhiza*, *Malaxis paludosa* (= *Hammarbya paludosa*), *Lycopodium inundatum* und *Drosera rotundifolia*". Diese Artenkombination entspricht der *Scheuchzeria palustris*-Ausbildung der minerotropen Bergkiefernmoore.

Viele Hinweise auf Vorkommen von minerotropen Bergkiefernmooren finden sich in der Arbeit von KAULE (1974) "Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen". Bei der Beschreibung der Moortypen wird erwähnt (S.39): "Die Spirkenfilze mit zahlreichen MBWZ stellen ein Versauerungsstadium von Bruchwäldern dar, z.T. kommen Erlen noch vor. Alle Übergänge von Bruchwäldern mit einzelnen Spirken bis zu Filzen ohne eindeutige MBWZ kommen in dem Gebiet westlich vom Ammersee bis zum Kemptener Wald vor." Auch RINGLER (1977: 67) macht hierauf aufmerksam. PHILIPPI (in OBERDORFER 1977: 233) stellt bei der Besprechung des Caricetum chordorrhizae fest "Daneben gibt es auch *Pinus mugo*-Bestände mit *Carex chordorrhiza*" und DIERSSEN (in OBERDORFER 1977: 290) meint, daß die stark minerotropen Filze nicht zu Klasse Oxycocco-Sphagnetea gehören, die ja negativ durch das Fehlen minerotropher Arten gekennzeichnet ist.

Vegetationsaufnahmen über ein größeres Gebiet liegen von KAULE (1973: 60 Tab. 19 und 1974: 286 Tab. 12), für einzelne Moorgebiete von QUINGER (1983, Murnauer Moos), SCHAUER (1985, Moore im Pfaffenwinkel), WAGNER (1993, mittleres bayerisches Alpenvorland) und WAGNER & WAGNER (1996, Pfrunger Ried) vor. Aufnahmen für minerotrophe Latschenmoore wurden für Österreich von STEINER (1992: 360ff. Tab. 33) veröffentlicht. Diese werden ohne weiteren Hinweis unter den "Hochmoorbultgesellschaften" der Klasse Oxycocco-Sphagnetea eingereiht, weichen von diesen aber erheblich ab.

3.3 Verbreitung

Über die Verbreitung minerotropher Bergkiefernmoore liegen in der Literatur mit Ausnahme der Arbeit von KAULE (1974) nur sehr wenige Angaben vor. Aber auch in dieser Arbeit sind die Angaben lückenhaft, weil zum einen nicht alle Hoch- und Übergangsmoore untersucht wurden (vgl. KAULE 1974: 65) und bei den bearbeiteten Mooren Vorkommen minerotropher Bergkiefernmoore nicht in jedem Fall genannt werden (z.B. die großflächigen Vorkommen im Altenauer Moor oder Pfrühlmoos). Da eigene Beobachtungen vorwiegend aus dem Raum östlich von Kempten und westlich von Bad Tölz stammen, ist die mit Abbildung 4 vorgestellte Verbreitungskarte minerotropher *Pinus mugo*-Moore entsprechend vorläufig (großmaßstäbliche Karten in Abb. 42-44, Anhang). Die Schwerpunktbildung erklärt sich in erster Linie aus der intensiveren Begehung dieses Raums, zum zweiten aber auch aus dem Moorreichtum des mittleren bayerischen Alpenvorlands.

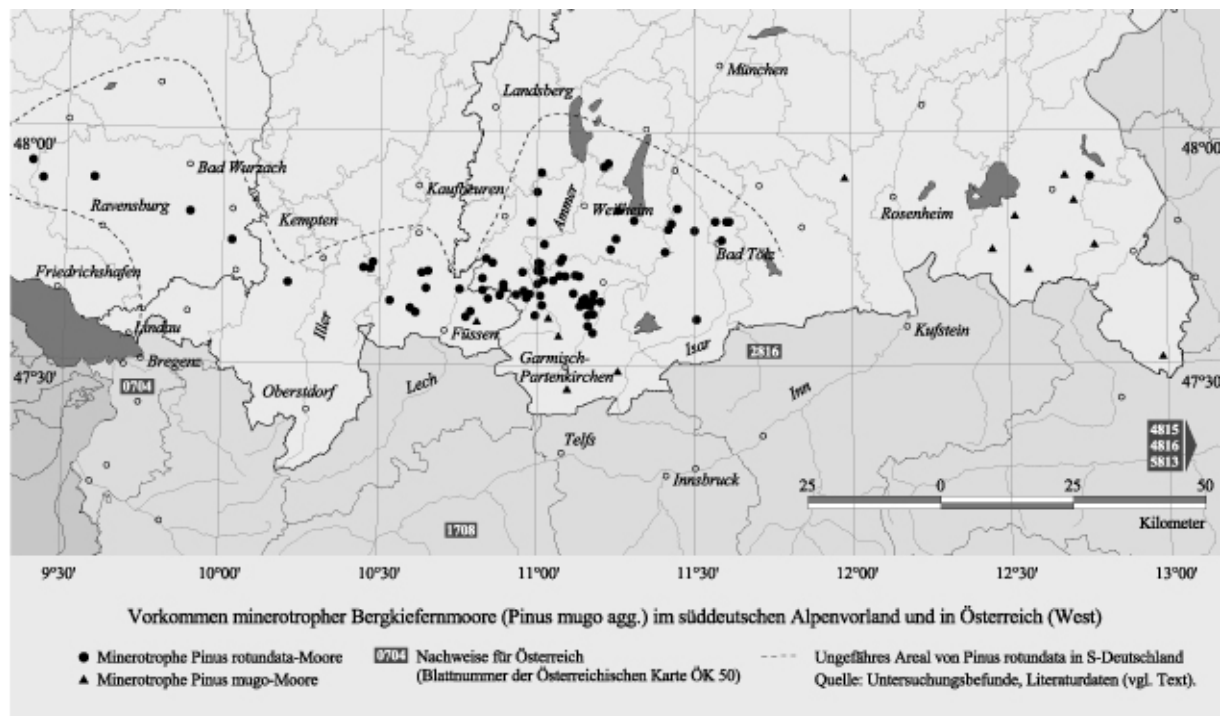


Abbildung 4: Verbreitung minerotropher Bergkiefernmoore (*Pinus mugo* agg.) im süddeutschen Alpenvorland und in Österreich

Trotz des vorläufigen Charakters der Verbreitungskarte deutet sich an, daß minerotrophe Latschen- und Bergkiefernmoore im gesamten süddeutschen Verbreitungsgebiet von *Pinus mugo* auftreten, solche also nicht auf einen Teil des Artareals beschränkt wären. Für Moore der Mittelgebirge scheint dies nicht zutreffend, weil sich u.W. in der Literatur nur Angaben schwach minerotropher Bergkiefernmoore finden (vgl. DIERSSEN 1984: 118, HÖLZER 1977: 48 [Schwarzwald KAULE in PETERMANN & SEIBERT 1979: 84f., KAULE 1973b: 71 [Bayerischer Wald]; KÄSTNER u. FLÖBNER 1933: 115f. [Erzgebirge]; KAULE 1974 [Fichtelgebirge]). Die in diesen Arbeiten genannten Bestände stehen mit wenigen Mineralbodenwasserzeigern an der Grenze zwischen Pino-Sphagnetum bzw. Vaccinio-Pinetum rotundatae und der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft.

Aus dem Aufnahmемaterial von STEINER (1992 Tab. 33) wird erkenntlich, daß auch in Österreich deutlich minerotrophe *Pinus mugo*-Moore vorkommen (z.B. mit *Calliergon trifarium*, *Carex davalliana*, *Epipactis palustris*, *Galium uliginosum*, *Homalothecium nitens*, *Sphagnum subsecundum*, *Sphagnum warnstorffii*). Nach überschlägiger Auswertung dieser Arbeit sind Vorkommen für folgende Bundesländer und Kartenblätter der Österreichischen Karte, Maßstabe 1 : 50.000 (ÖK 50), zu nennen: Vorarlberg (Blatt 0704), Tirol (Blatt 2816), Salzburg (Blatt 4815), Oberösterreich (Blatt 4815 u. 4816) und die Steiermark (Blatt 5813). Aus eigener Anschauung sind uns Bestände mit stark minerotraphenten Arten (u.a. *Calliergon trifarium*, *Cinclidium stygium*, *Eleocharis quinqueflora* und *Scorpidium scorpioides*) von Blatt Imst (1708) aus einer Höhe von ca. 1750 m üNN bekannt. Die hier licht mit *Picea abies*, strauch- und baumförmiger *Pinus mugo* (var. *pseudopumilio*?) und - für die Höhenlage charakteristisch - *Pinus cembra* bestockte Moorfläche gleicht mit ihren *Empetrum hermaphroditum*-*Sphagnum fuscum*-Bulten viel stärker den kontinental-nordeuropäischen Braunmoos-Reisermooren (vgl. z.B. RUUHJÄRVI 1960) als den Mooren des süddeutschen Alpenvorlands. Wahrscheinlich ist, daß auch in der Schweiz minerotrophe *Pinus mugo*-Moore vorkommen. Das Gesamtareal dieser Artengemeinschaft stellt sich also viel größer dar als z.T. angenommen (s.o., vgl. auch WALENTOWSKI et al. 1990: 23).

3.4 Floristische Gliederung

Gebüsche und Moorwälder mit *Pinus rotundata*-Bestockung gehören zur charakteristischen Vegetation der Moore des nördlichen Alpenvorlandes und des westlichen Alpenraums. Nach OBERDORFER (1994) sind zwei Assoziationen zu unterscheiden: Das Pino-Sphagnetum (KÄSTNER & FLÖßNER 1933 em. NEUHÄUSL 1969, nach OBERDORFER, 1994, Sphagnetum magellanici pinetosum rotundata) besiedelt als Gesellschaft der Klasse Oxycocco-Sphagnetea nasse, oligotrophe Torfmoosmoore, das der Klasse Vaccinio-Piceetea zugehörige Vaccinio-Pinetum rotundatae (OBERDORFER 1934 em. SEIBERT in OBERDORFER 1992), bei NEUHÄUSL (1969) noch zum Pino-Sphagnetum gestellt, trockenere, saure, beerstrauchreiche Moore. Von diesen beiden Assoziationen unterscheiden sich die in dieser Arbeit untersuchten Bestände durch das zahlreiche Auftreten minerotraphenter Moorarten sehr deutlich, wobei die differenzierenden Arten in der Hauptsache folgenden syntaxonomischen Einheiten zugeordnet werden: Caricion davallianae, Caricion fuscae, Caricion lasiocarpae, Rhynchosporion (Klasse Scheuchzerio-Caricetea), Magnocaricion (Klasse Phragmitetea), Calthion, Filipendulion, Molinion (Ordnung Molinietales), Arten der Klasse Alnetea. Die differenzierenden Arten entstammen also einem floristisch umfassenden Kreis ökologisch unterschiedlicher Anspruchstypen, anhand derer die weitere Untergliederung erfolgt.

Mit den "klassischen" Bergkiefern-Moorwaldtypen Pino-Sphagnetum und Vaccinio-Pinetum rotundatae bestehen aber auch Gemeinsamkeiten. So bleibt das Grundartenspektrum dieser Moorwaldtypen, das sich v.a. aus Arten der Klasse Oxycocco-Sphagnetea und Vaccinio-Piceetea zusammensetzt, in den minerotrophen Bergkiefernmooren erhalten.

Die im folgenden vorgestellte Gliederung der minerotrophen Bergkiefernmoore basiert auf einer Probenzahl von 181 Vegetationsaufnahmen. Zur Typenbildung fanden 168 Aufnahmen Verwendung, die restlichen 7 % stellen Übergangsbstände zwischen den dargestellten Ausbildungen und Varianten dar. Diese Bestände sind in den Originaltabellen dargestellt und werden im Text behandelt. Um Grundtypen ableiten zu können, fanden sie aber keinen Eingang in die Stetigkeitstabelle (Vegetationstabelle 1 S.18). Die Gliederung erfolgt über die Stufen Ausbildung > Variante > Subvariante. Von einer typischen Ausbildung, Variante oder Subvariante wird gesprochen, wenn die differentialartenlose, zentrale Stellung zum Ausdruck gebracht werden soll. Damit ist nicht gemeint, daß es sich um die Normalform der minerotrophen Bergkiefernmoore handelt (vgl. v.a. DIERSCHKE 1988, 1994).

Tabelle 3: Floristische Gliederung der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft

S Ausbildung mit <i>Scheuchzeria palustris</i>		T Typische Ausbildung	
St	Typische Variante	Tt	Typische Variante
Stt	Typische Subvariante	Tts	Subvariante mit <i>Sphagnum teres</i>
Sta	Subvariante mit <i>Salix aurita</i>	Ttt	Typische Subvariante
Sc	Variante mit <i>Calliergonella cuspidata</i>	Tc	Variante mit <i>Calliergonella cuspidata</i>
SüE	Übergangstyp zur Ausbildung mit <i>Epipactis palustris</i>	TcE	Subvariante mit <i>Epipactis palustris</i>
		Tct	Typische Subvariante
O Ausbildung mit <i>Scorpidium scorpioides</i>		P Ausbildung mit <i>Crepis paludosa</i>	
Ol	Variante mit <i>Sphagnum papillosum</i>	Pv	Variante mit <i>Vaccinium oxycoccus</i>
Of	Variante mit <i>Schoenus ferrugineus</i>	Pt	Typische Variante
Ot	Typische Variante	PüE	Übergangstyp zur Ausbildung mit <i>Epipactis palustris</i>
OüE	Übergangstyp zur Ausbildung mit <i>Epipactis palustris</i>		
E Ausbildung mit <i>Epipactis palustris</i>			
Et	Typische Variante		
Ec	Variante mit <i>Calliergonella cuspidata</i>		
EüM	Übergangstyp mit <i>Molinion</i> -Arten		
Eüt	Übergangstyp zur typischen Ausbildung		

Vegetationstabelle 1: Stetigkeitstabelle

Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft

St: Scheuchzeria-Ausbildung - Typische Variante

Se: Scheuchzeria-Ausbildung - Calliergonella cusp.-Variante

O: Scorpidium scorpioides-Ausbildung

E: Epipactis palustris-Ausbildung

T: Typische Ausbildung - Typische Variante

Tc: Typische Ausbildung - Calliergonella cusp.-Variante

P: Crepis paludosa-Ausbildung

Ausbildung Variante	S t	S e	O t	E t	T t	T c	P t
Aufnahmezahl	31	7	16	26	26	37	25
Gehölzschicht - Höhe [m]	5	7	3	5	5	8	11
Gehölzschicht - Deckung [%]	34	40	34	42	48	52	64
Krautschicht - Deckung [%]	39	39	50	63	51	50	51
Moosschicht - Deckung [%]	84	79	65	56	80	77	58
Leitfähigkeit [µS] korrr.	34	41	92	111	69	89	73
pH - Mittel	4,8	5,1	5,7	5,8	5,2	5,5	5,7
Artenzahl	34	48	43	61	34	45	54
Eveness	66	66	68	72	69	69	71
Phytomasse geschätzt (dt/ha J)	28	31	29	34	30	36	36
Baum-/Strauchschicht							
Pinus rotundata	V	V	V	V	V	V	V
Pinus mugo	.	.	.	.	I	.	r
Picea abies	III	III	I	III	III	V	V
Alnus glutinosa	II	IV	II	II	II	II	III
Betula pubescens	II	III	II	II	III	III	IV
Alnus incana	r	.	I	I	I	I	I
Frangula alnus	III	III	III	IV	IV	IV	IV
Juniperus communis ssp. communis	r	I	.	II	r	+	+
Salix aurita	.	II	+	II	I	II	I
Salix cinerea	.	I	I	+	I	+	I
Lonicera caerulea	.	.	I	.	I	.	r
Berberis vulgaris	.	.	.	r	.	r	I
Sorbus aucuparia	+	.	+	.	.	+	.
Rhamnus catharticus	.	.	.	r	r	r	r
Differentialartengruppen							
D_S Scheuchzeria palustris	V	V	II	+	r	.	.
Sphagnum cuspidatum	III	II	+	.	r	r	.
Sphagnum fallax	III	.	+	I	I	I	r
D_SO							
Carex limosa	IV	III	III	r	I	+	.
Rhynchospora alba	IV	III	IV	I	r	.	r
Sphagnum papillosum	III	I	III	.	I	.	.
D_O							
Scorpidium scorpioides	.	.	V	.	.	.	.
Utricularia intermedia	+	I	II	.	r	r	.
Drosera intermedia	r	.	II	.	.	.	.
Calliergon trifarium	.	.	II	I	.	.	.
Utricularia ochroleuca	.	.	I	.	.	.	.
Sphagnum platyphyllum	I	I	III	r	I	.	r
Drosera anglica	.	.	I	.	.	.	.
Utricularia minor	.	.	I	r	.	.	.
D_OE							
Tofieldia calyculata	r	.	IV	IV	r	r	.
Parnassia palustris	+	I	III	III	r	r	.
Schoenus ferrugineus	.	.	II	I	.	.	.
Primula farinosa	.	.	I	II	+	.	.
Pinguicula vulgaris	.	.	II	II	.	r	.
Carex lepidocarpa	.	.	II	II	+	I	I
Aster bellidiastrium	.	.	I	I	.	.	+
Dactylorhiza traunsteineri	I	.	III	II	I	+	.
D_E							
Epipactis palustris	r	I	I	IV	.	II	I
Carex davalliana	.	I	+	IV	.	I	II
Carex pulicaris	r	.	+	V	I	+	I
Leontodon hispidus	.	.	+	IV	.	.	r
Eriophorum latifolium	+	.	I	III	I	I	r
Galium uliginosum	.	.	.	III	.	+	.
Juncus alpino-articulatus	.	.	+	II	+	.	.
Briza media	.	.	.	II	r	.	.

Ausbildung Variante	S t	S e	O t	E t	T t	T c	P t
Swertia perennis	.	.	.	II	r	r	I
Linum catharticum	r	.	.	II	.	.	.
Carex hostiana	.	.	.	I	.	r	.
D_P							
Crepis paludosa	.	II	.	I	.	I	IV
Rhizomnium punctatum	.	.	.	r	.	I	IV
Veratrum album	r	I	+	+	.	I	IV
Carex appropinquata	.	.	.	.	.	II	II
Plagiomnium undulatum	.	.	.	.	.	+	II
Angelica sylvestris	.	.	.	r	.	r	II
Deschampsia cespitosa	.	.	.	r	.	+	II
Climacium dendroides	.	.	.	r	.	+	II
Trichocolea tomentella	.	.	.	.	.	.	II
Knautia dipsacifolia	.	.	.	I	.	.	II
Rhytidadelphus triquetrus	.	.	.	r	.	I	III
Dicranodontium denudatum	.	.	.	.	.	+	III
Lysimachia nemorum	.	.	.	r	.	.	II
Daphne mezereum	.	.	.	I	.	.	II
Carex remota	.	.	.	.	.	.	II
Chaerophyllum hirsutum	.	.	.	r	.	r	I
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	.	I
Calypogeia azurea	.	.	.	.	.	.	I
d_c							
Calliergonella cuspidata	r	IV	I	IV	+	IV	V
Valeriana dioica	.	III	.	V	+	IV	IV
Galium palustre	r	III	.	III	.	IV	IV
Caltha palustris	.	III	.	III	r	III	V
Gentiana asclepiadea	.	I	I	IV	+	II	IV
Plagiomnium elatum	.	I	.	III	.	II	II
Lysimachia vulgaris	.	I	.	I	.	II	II
Polygonum bistorta	.	I	.	II	r	III	II
Equisetum palustre	.	.	.	II	r	I	II
Rhytidadelphus squarrosus	.	I	.	r	.	I	II
Ajuga reptans	.	I	.	I	.	+	II
d_b							
Drepanocladus revolvens	r	III	III	IV	I	I	+
Campylium stellatum	r	II	IV	IV	I	II	II
D_Gesellschaft							
Carex lasiocarpa	V	V	V	V	V	IV	III
Carex rostrata	IV	V	IV	V	III	IV	III
Carex echinata	IV	V	III	IV	III	IV	III
Menyanthes trifoliata	IV	V	IV	III	III	III	III
Carex nigra	III	V	I	III	III	III	II
Equisetum fluviatile	II	V	III	IV	II	III	IV
Peucedanum palustre	II	V	II	III	II	III	III
Eriophorum angustifolium	IV	IV	V	II	III	I	r
Trichophorum alpinum	II	III	V	I	II	.	r
Sphagnum warnstorffii	I	III	III	III	II	III	III
Carex chordorrhiza	II	IV	IV	II	I	IV	II
Sphagnum subsecundum	III	IV	III	I	II	II	I
Potentilla palustris	I	III	II	I	+	III	III
Stete Begleiter: Oxycocco-Sphagnetes							
Vaccinium oxycoccus	V	V	V	V	V	V	IV
Sphagnum magellanicum	V	V	V	V	V	V	V
Andromeda polifolia	V	V	V	V	V	III	II
Drosera rotundifolia	V	IV	V	V	IV	II	II
Eriophorum vaginatum	V	III	III	III	IV	III	II
Polytrichum strictum	IV	III	V	IV	III	III	I
Melampyrum pratense ssp. paludosum	II	III	II	II	II	II	I
Sphagnum capillifolium	II	.	II	III	II	II	I
Sphagnum rubellum	II	I	I	I	I	+	.
Stete Begleiter: Vaccinio-Piceetea							
Calluna vulgaris	IV	III	V	V	IV	III	II
Vaccinium myrtillus	IV	IV	III	IV	IV	IV	V
Vaccinium uliginosum	III	I	II	IV	IV	III	II
Vaccinium vitis-idaea	II	II	I	V	III	IV	IV
Pleurozium schreberi	III	III	II	V	IV	IV	III
Bazzania trilobata	.	II	+	I	+	I	III

Ausbildung Variante	S t	S e	O t	E t	T t	T c	P t
Stete Begleiter (excl. Verjüngung der Baumarten)							
Molinia caerulea	V	V	V	V	V	V	V
Potentilla erecta	IV	V	IV	V	IV	V	V
Sphagnum angustifolium	IV	V	III	IV	V	V	V
Aulacomnium palustre	III	IV	V	V	IV	IV	III
Succisa pratensis	I	V	IV	IV	III	III	IV
Cirsium palustre	+	V	II	V	I	IV	IV
Trichophorum cespitosum	III	IV	IV	III	III	I	.
Carex panicea	+	III	III	V	II	II	II
Hylocomium splendens	.	.	.	III	III	III	IV
Carex elata	.	.	I	II	II	III	IV
Agrostis canina	II	IV	I	II	I	II	III
Salix repens	II	II	II	III	I	II	II
Dactylorhiza maculata agg.	I	I	I	II	II	II	III
Carex dioica	I	I	II	II	I	III	I
Bryum pseudotriquetrum	.	I	II	III	+	II	II
Sorbus aucuparia	+	II	+	II	II	II	III
Calliergon stramineum	II	I	I	II	II	II	r
Carex flava	+	III	I	III	r	I	II
Phragmites australis	+	.	II	I	II	II	I
Polytrichum juniperinum	II	II	.	II	I	II	II
Solidago virgaurea	+	II	I	I	I	I	II
Calliergon giganteum	r	I	I	II	+	II	+
Lysimachia thyrsiflora	+	II	I	r	r	II	I
Dicranum bergeri	+	I	I	III	+	+	r
Epilobium palustre	r	II	.	I	.	II	I
Sphagnum contortum	.	I	II	I	r	I	I
Agrostis tenuis	II	.	.	I	r	+	+
Maianthemum bifolium	I	I	.	II	+	I	+
Cardamine pratensis	r	I	I	I	I	II	+
Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata	+	II	+	II	.	I	I
Viola palustris	I	IV	+	I	+	+	I
Juncus effusus	I	I	+	r	r	+	II
Dryopteris carthusiana	.	.	.	r	+	III	I
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	II	r	I	+
Homalothecium nitens	.	I	I	II	r	I	.
Juniperus communis ssp. communis	+	I	+	II	+	+	r
Eupatorium cannabinum	.	.	.	II	.	I	I
Ranunculus acris	.	.	.	II	.	+	I
Sphagnum centrale	r	II	+	.	r	I	I
Polytrichum formosum	.	.	.	+	I	+	II
Drepanocladus exannulatus	+	I	I	+	I	+	r
Thuidium delicatulum	.	.	I	+	r	+	II
Fissidens adianthoides	.	.	I	+	.	+	II
Riccardia chamaedryfolia	.	.	.	+	r	I	I
Hieracium umbellatum	.	II	+	I	+	+	r
Dicranum scoparium	.	I	.	r	.	+	II
Platanthera bifolia	r	I	+	I	I	r	r
Sphagnum flexuosum	I	I	I	r	r	.	.
Sphagnum teres	r	.	I	.	I	r	+
Salix myrtilloides	I	I	I	.	I	.	.
Carex flacca	.	.	+	II	.	r	r
Galium album ssp. album	.	.	.	I	.	+	+
Scleropodium purum	.	.	.	I	.	+	I
Sorbus aria	.	.	.	I	r	+	I
Chiloscyphus pallescens	.	.	.	+	r	I	.
Carex canescens	r	I	.	.	r	I	+
Cinclidium stygium	.	I	.	I	r	+	.
Sanguisorba officinalis	.	.	I	+	r	r	I
Sphagnum fuscum	.	.	I	II	.	.	r
Allium suaveolens	r	.	.	I	.	I	.
Ranunculus nemorosus	.	I	.	I	.	+	+
Epipactis helleborine agg.	.	.	.	r	r	I	I
Drepanocladus vermicosus	.	.	+	I	.	I	.
Myosotis palustris agg.	.	II	.	.	.	+	I
Agrostis stolonifera	r	I	.	+	.	+	r
Carex elongata	.	I	.	.	.	+	I
Betula humilis	.	.	II	.	+	r	r
Leucobryum glaucum	.	I	+	+	+	r	r
Polygala chamaebuxus	.	.	.	+	+	+	r
Anemone nemorosa	.	I	+	.	r	r	I
u.a.							

3.4.1 Ausbildung mit *Scheuchzeria palustris* (S)

VEGETATIONSTABELLE 4 S.133 (NR. 1 - 45)

Kennzeichnung: Die *Scheuchzeria palustris*-Ausbildung (S) der minerotrophen Bergkiefernmoore umfaßt vergleichsweise artenarme Vegetationsbestände mit hoher Moos- und insbesondere Torfmoosbeteiligung, wobei Moose des Schlenken- und Teppichniveaus in dieser Ausbildung die höchsten Deckungswerte erreichen. Bezeichnend für die Ausbildung sind Rhynchosporion-Arten, wobei *Scheuchzeria palustris* und *Sphagnum cuspidatum* eine relativ enge Bindung zeigen (vgl. Vegetationstabelle 1 S.18). Dagegen greifen die ebenfalls kennzeichnenden Arten *Carex limosa*, *Rhynchospora alba* und *Sphagnum papillosum* auch auf die *Scorpidium scorpioides*-Ausbildung über, verhalten sich also genauso wie in den entsprechenden Offenlandgesellschaften. Ansonsten besitzt die Ausbildung die für die minerotrophen Bergkiefernmoore generell typischen Elemente, also stetes Vorkommen von Arten der Oxycocco-Sphagnetea, der Vaccinio-Piceetea und der Differentialarten der Gesellschaft.

Die Ausbildung mit *Scheuchzeria palustris* gliedert sich in die Typische Variante (St) und die Variante mit *Calliergonella cuspidata* (Sc), wobei erstere in zwei Subvarianten, nämlich die Typische (Stt) und die Subvariante mit *Salix aurita* (Sta), untergliedert werden kann. Die **Typische Subvariante** (Stt) stellt den artenärmsten Flügel der Ausbildung dar; minerotraphente Arten treten deutlich zurück. Damit vermittelt diese Gruppe der minerotrophen Bergkiefernmoore zu den Moorwaldassoziationen Pino-Sphagnetum und Vaccinio-Pinetum rotundatae, denen sie sich mit einem mittleren pH-Wert von 4,8 bei korrigierten Leitfähigkeitswerten von im Mittel unter 30 µS auch standörtlich nähert. Für die Basenarmut des Moorstandorts spricht auch die Moossschicht, weil sich stark und mäßig minerotraphente Moose (z.B. *Drepanocladus revolvens*, *Sphagnum contortum*, vgl. Abbildung 39 S.159) nicht mehr finden. In der Hauptsache wird diese Schicht durch Arten saurer, nasser Moore (*Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum papillosum*) gebildet. Da bei den Gefäßpflanzen noch minerotraphente Arten beteiligt sind, handelt es sich im Sinne der eingangs vorgestellten Definition um Übergangsmoore.

In Vegetationstabelle 4 (S.133) werden auch drei Aufnahmen für nasse Bestände des Pino-Sphagnetum dargestellt. Erkenntlich ist, daß diesen Beständen minerotraphente Arten vollständig fehlen und nur niedrige Artenzahlen erreicht werden. Tief liegen auch die gemessenen pH- und Leitfähigkeitswerte, die in der Aufnahme 3 auf nicht mehr rein ombrotrophe Verhältnisse ansteigen (*Carex limosa*!). Anhand dieser Aufnahmen kann gezeigt werden, daß sich der Übergang von ombro- zu minerotraphenten Bergkiefernmooren über wenige Arten allmählich vollzieht. So können *Carex echinata*, *Carex lasiocarpa*, *Carex nigra*, *Carex rostrata* und *Eriophorum angustifolium* sehr weit in Richtung Regenwassermoor vordringen und bei fortschreitender Versauerung auch lange verharren (für *Carex lasiocarpa* vgl. z.B. GORHAM 1950). Erwartungsgemäß ist die Grenze zwischen ombrotrophem Pino-Sphagnetum und minerotrophem Bergkiefernmoor fließend. Spätestens sobald weitere MBWZ auftreten – die Artenzahlen der Einzelbestände steigen dann auf einen für Pino-Sphagnetum und Vaccinio-Pinetum untypisch hohen Wert von über 30 Arten (vgl. auch DIERSSEN & DIERSSEN 1984: 118 u. 140) – sollten solche Artengemeinschaften zu den minerotrophen Bergkiefernmooren - und nicht mehr zu den zwergstaukreichen Hochmoor-Torfmoosgesellschaften (Oxycocco-Sphagnetea) - gestellt werden. Der an Moorwasserproben ermittelte pH-Wert solcher Bestände liegt dann oberhalb von pH 4,3. Dieser Wert dürfte im Alpenvorland die Grenze zwischen Regenwassermooren einerseits und Übergangs- bzw. Zwischenmooren andererseits markieren (eigene Messungen, vgl. auch ZIMMERLI 1988, POSCHLOD 1990).

Vegetationstabelle 4 (S.133) zeigt auch, daß in der typischen Variante der *Scheuchzeria palustris*-Ausbildung die Zahl der minerotraphenten Arten ± stetig zunimmt (vgl. die Differentialartengruppen d_a und D_Gesellschaft). Die an minerotraphenten Arten reicheren Aufnahmen können als **Subvariante mit *Salix aurita***⁷ (Sta) ausgetrennt werden. Außer den in der Differentialgruppe genannten Arten *Agrostis canina*, *Salix repens*, *Sphagnum platyphyllum*, *Succisa pratensis*, *Viola palustris* u.a. treten hier *Peucedanum palustre*, *Potentilla palustris*, *Sphagnum subsecundum*, *Sphagnum warnstorffii*, *Trichophorum alpinum* u.a. erstmalig oder verstärkt auf. Da Moose

⁷

eigentlich reiche Subvariante, da sich keine Art zu Benennung eignet

auftreten, die für eine oberflächennahe Beeinflussung durch basenreiches Grundwasser sprechen, wird im Falle dieser Subvariante bereits von einem Zwischenmoor gesprochen.

Die an minerotraphenten Arten reichste Form der *Scheuchzeria*-Ausbildung ist die **Variante mit *Calliergonella cuspidata*** (Sc), in der sich mit *Caltha palustris*, *Crepis paludosa*, *Galium palustre* und *Valeriana dioica* bereits Arten produktiverer Moore finden. Auffallend und typisch ist, daß das ansonsten in der Ausbildung relativ stete *Sphagnum papillosum* hier ausfällt: Die Moose *Sphagnum papillosum* und *Calliergonella cuspidata*, die die gleiche Geländestufe besiedeln (Schlenken- bis Teppichniveau), schließen sich nicht nur in den minerotrophen Bergkiefernmooren gegenseitig aus⁸. Sehr charakteristisch für die Variante ist auch das Hervortreten von Arten der Braunseggenriede. Über alle Ausbildungsformen der minerotrophen Bergkiefernmoore erreichen hier *Agrostis canina*, *Carex echinata*, *Carex nigra*, *Carex rostrata* und *Viola palustris* die höchste Stetigkeit. Großflächig findet sich diese Form der Bergkiefernmoore z.B. im Südwestteil des Schwefelfilzes (Moore um die Wieskirche, WM).

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß die in dieser Arbeit ausgeschiedenen Typen der minerotrophen Bergkiefernmoore durch Übergänge, die nicht zur Typenbildung herangezogen wurden, verbunden sind. Die Aufnahmen 35 bis 38 der Vegetationstabelle 4 repräsentieren einen solchen Übergang, nämlich den **Übergangstyp mit Arten der *Epipactis palustris*-Ausbildung** (SüE). Neben den für die Ausbildung charakteristischen Arten *Scheuchzeria palustris*, *Rhynchospora alba* und *Sphagnum cuspidatum* siedeln hier mit *Tofieldia calyculata*, *Pinguicula vulgaris* und *Primula farinosa* Vertreter basenreich-oligotropher Quell- und Niedermoore. Auch in den erreichten hohen Artenzahlen deutet sich der Übergang zur Ausbildung mit *Epipactis palustris* an.

Struktur: Die *Scheuchzeria*-Ausbildung ist genauso wie die anderen Ausbildungsformen der minerotrophen Bergkiefernmoore in ihrer Struktur nicht einheitlich. Die im Mittel geringe Höhenentwicklung und Deckung (5,1 m bei 35%iger Deckung) erscheint aber aufgrund der Basenarmut (mittlere korrigierte Leitfähigkeit von 35 µS bei einem mittleren pH von 5) plausibel. Der Anteil der Hydro- und Geophyten ist relativ hoch, der der Hemikryptophyten dagegen gering (vgl. Tabelle 17 S.157). Für die weniger produktiven Ausbildungsformen der minerotrophen Bergkiefernmoore (die Ausbildungsformen St, O, Tt) ist dieser Befund typisch und erklärt sich darin, daß es sich bei den zuerst genannten Lebensformen überwiegend um kleinwüchsige, bei den Hemikryptophyten größtenteils um höherwüchsige Arten handelt. Auffallend ist die im Vergleich zu den anderen Ausbildungsformen geringe Deckung der Gefäßpflanzen bei hoher Deckung der Moose (Moosschicht im Mittel 83%, vgl. Abbildung 8 S.37). Mikrostrukturell ist die *Scheuchzeria*-Ausbildung die schlenkenreichste Ausbildung, der Maximalwert liegt bei über 80% Schlenkenanteil. Solche Bestände fallen durch die lebhafteste Grünfärbung in der Feldschicht, die ihre Ursache in der hohen Deckung der Schlenken-Torfmoose *Sphagnum cuspidatum*, *S. fallax*, *S. flexuosum* findet, ins Auge. Anzutreffen sind aber auch Flächen mit vorherrschendem Teppichniveau, dominant sind dann *Sphagnum papillosum* oder *Sphagnum angustifolium*. Hoher Anteil der unteren Niveaustufen ist aber nicht generelles Kennzeichen der Ausbildung. Keineswegs selten sind nämlich durch das in Bezug zum Moorwasserspiegel höher stehende *Sphagnum magellanicum* geprägte Flächen, in denen Schlenken nur kleinflächig auftreten. Hier wird deutlich, daß trotz qualitativ-floristisch großer Ähnlichkeit starke Unterschiede in Bezug auf den Wasserhaushalt vorliegen können, die in den Deckungswerten der Moosarten zum Ausdruck kommen.

Standort: Hinsichtlich Azidität und Konduktivität schließt die *Scheuchzeria*-Ausbildung an die Verhältnisse in Regenwassermooren des Alpenvorlands an (vgl. Tabelle 5 S.43). Das gleiche gilt in Bezug auf die oberirdische Biomasse-Produktivität, die nach der durchgeführten Überschlagsberechnung im Mittel unter 30 dt/ha J liegt. Pegelbeobachtungen an drei Dauerbeobachtungsflächen zeigen, daß die Ausbildung naß bis sehr naß steht; selbst in der "trockensten" Fläche fielen die Niedrigstwasserstände während einer hochsommerlichen Trockenperiode nicht unter 25 cm u.F (vgl. Abbildung 40 S.160). Moortypologisch handelt es sich um schwach minerotrophe Zwischen- oder Übergangsmoore. Typische Geländesituationen sind Moorwasserabflußsysteme oder Depressionen innerhalb oder randlich von Regenwassermooranlagen, die flächig oder linear (Rillen) ausgebildet sein können. Das Vorkommen minerotraphenter Arten dürfte sich durch aufsteigendes (Talmoores mit Druckwasser-

8 bei 132 Nennungen sind die beiden Arten im Aufnahmемaterial nur einmal kombiniert

einfluß) oder lateral im Untergrund oder oberflächlich zulaufendes (stärker geneigte Moore) basenreiches Grundwasser erklären, wobei das Mischungsverhältnis von ombrotrophem zu minerotrophem Wasser auf der ombrotrophen Seite liegen dürfte (vgl. Kapitel 4.2 S.43).

3.4.2 Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides* (O)

VEGETATIONSTABELLE 5 S. 136 (NR. 1 - 20)

Kennzeichnung: Es wurde bereits darauf aufmerksam gemacht, daß die heutige pflanzensoziologische Systematik ein verzerrtes Bild der Naßwaldvegetation zeichnet, in dem mit Moorwäldern sauer-oligotropher Standorte und Bruchwäldern des eutrophen Bereichs nur zwei extreme Situationen dargestellt sind. Mit der *Scorpidium*-Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore wird dieses Bild ganz erheblich, nämlich um den Bereich der basenreich-oligotrophen Zwischenmoore erweitert. Solche, aus nordeuropäischen Waldkiefern-Mooren bekannten Artenkombinationen (HEIKURAINEN 1953, RUUHJÄRVI 1960, TOLONEN 1967, s.a. KOTILAINEN 1951), treten also auch in Süddeutschland auf.

Differenzierende Arten der Ausbildung sind die Schlenkenmoose *Scorpidium scorpioides*, *Sphagnum platyphyllum* und das seltener anzutreffende, glazialreliktsche *Calliergon trifarium*. Geringe Stetigkeit erreichen die ebenfalls kennzeichnenden, karnivoren und damit auf stickstoff- und/oder phosphatarmer Standorte (vgl. KINZEL 1982 S.445) hinweisende Arten *Utricularia intermedia*, *Utricularia minor*, *Utricularia ochroleuca* (=stygia, vgl. THOR 1988), *Drosera anglica* und *Drosera intermedia*. Charakteristisch ist auch das Vorkommen von *Aster belidistrum*, *Carex lepidocarpa*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris* (karnivor), *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus* und *Tofieldia calyculata*, also von Arten der Ordnung Tofieldietalia, die mit vergleichbarer Stetigkeit auch in der floristisch ähnlichen Ausbildung mit *Epipactis palustris* siedeln und damit Differentialarten bei der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore sind. *Campylium stellatum* und *Drepanocladus revolvens*, zwei Moose basenreich-oligotropher bis mesotropher Moore, erreichen in dieser Ausbildung erwartungsgemäß große Stetigkeit, differenzieren aber - genauso wie *Eriophorum angustifolium* und *Trichophorum alpinum* - aufgrund weiter Streuung weniger gut. Typisch ist auch der praktisch vollständige Ausfall der eutraphen Arten (Differentialartengruppe P und c). Die Trennarten der Gesellschaft sind ebenso wie die Vertreter der Klasse Oxyccocco-Sphagnetea stet vertreten.

Das Aufnahmемaterial wird in vier Untereinheiten gegliedert. Die **Variante mit *Sphagnum papillosum* (Ol)** ist durch die hohe Stetigkeit und Deckung der namensgebenden Art gekennzeichnet. Im Gegensatz zu den beiden anderen im Alpenvorland häufigen Vertretern der Sektion "Cymbifolia" - *Sphagnum palustre* agg. und *Sphagnum magellanicum* - zeigt *Sphagnum papillosum* v.a. in Bezug auf das Wasserregime eine wesentlich engere ökologische Amplitude. Besiedelt wird der Bereich der Flachschenken und des Teppichniveaus, höhere Bulte werden dagegen gemieden. Somit ist die Art ein guter Indikator für hohe Moorwasserstände bei geringer Schwankungsamplitude. Das gleiche gilt in nährstoffökologischer Hinsicht: Das nach DANIELS (1990: 52) in Finnland als minerotroph eingestufte *Sphagnum papillosum* besiedelt in Süddeutschland nur schwach minerotrophe bis ombrotrophe (?) Moore (vgl. ALETSEE 1967, KAULE 1974: 247).

Die **Variante mit *Schoenus ferrugineus* (Of)** steht basenreicher als die *Sphagnum papillosum*-Variante. Tendenziell erkenntlich wird dies an den gemessenen Leitfähigkeitswerten und an den beteiligten Arten. Auffällig ist das Zurücktreten von *Trichophorum alpinum* und *Trichophorum cespitosum* (zugunsten von *Schoenus ferrugineus*) sowie von *Sphagnum platyphyllum* und die größere Stetigkeit von Arten mit höheren Ansprüchen an die Basenversorgung (z.B. *Campylium stellatum* und *Drepanocladus revolvens*). Die **Typische Variante (Ot)** ist mit dem Ausfall sonst bezeichnender Arten nur noch schwach an die *Scorpidium*-Ausbildung gebunden, sie vermittelt zur Typischen Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore.

Schlenkenreiche Moore mit *Scorpidium scorpioides* sind im Offenlandbereich in der Regel mit Kleinseggenrieden basenreicher Standorte verzahnt, das Artenspektrum solcher Moore besteht dann im wesentlichen aus Arten der Verbände Rhynchosporion, Caricion lasiocarpae und Caricion davallianae. Dieser floristische Gradient spiegelt sich erwartungsgemäß auch im Aufnahmемaterial wieder, die *Scorpidium*-Ausbildung ist mit der Caricion

davallianae-geprägten *Epipactis*-Ausbildung über die Differentialartengruppe mit *Tofieldia calyculata* (D_OE) verbunden. Deutlich wird dieser Artenwechsel im **Übergangstyp zur Ausbildung mit *Epipactis palustris***.

Struktur: Bei der *Scorpidium*-Ausbildung handelt es sich um die kleinwüchsigste und lichteste Ausprägung der minerotrophen Bergkiefernmoore. So erreichen nur ca. 20% der aufgenommenen Bestände in der Gehölzschicht eine Höhe von über 3 m, wobei Deckungswerte von weniger als 30% (im Mittel 28%) bei über der Hälfte Aufnahmen vorlagen (vgl. Abbildung 11 S.40). Diese Situation dürfte sich in der Nährstoffarmut und Nässe des Standorts erklären, der einer raschen und vitalen Gehölzentwicklung die Grenzen weist. Für geringe Sukzessionsneigung spricht auch die Konkurrenzsituation in der Gehölzschicht; die Bergkiefer ist hier überwiegend unangefochten (vgl. Abbildung 5 S.27). Für basenreich-nährstoffarme Moorstandorte typisch ist die geringe Beteiligung der Fichte, die auf diesen Standorten i.d.R. chlorotisch und zuwachsschwach ist.

Standort: Bergkiefernmoore in der Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides* finden sich in druckwasserbeeinflussten Kalk-Quellmooren der Talmoore (limnokrene Quellmoore) oder in Hangmooren bei durchziehendem Wasserstrom (helokrene Quellmoore). Die Schlenken nehmen vergleichsweise große Flächenanteile ein; die telmatische (zur Einstufung der Wasserstufen vgl. S.32) Prägung kommt im Lebensformenspektrum mit einem in dieser Ausbildung maximalen Hydrophyten-Anteil von ca. 11% deutlich zum Ausdruck (Tabelle 17 S.157). Dabei ist der Übergang zwischen Bult und Schlenke oft steil, torfmoosreiche Teppichhorizonte sind dann nur schwach ausgebildet. Ausgeprägt entwickelt ist in diesem Fall aber eine Stufe von rasig wachsenden Cyperaceen, vor allem den beiden *Trichophorum*-Arten. Auf das Phänomen des steilen Übergangs weist auch HEIKURAINEN bei den minerotrophen Waldkiefern-Moorwäldern der Rimpibraunmoore hin: "Die von der *Scorpidium scorpioides*-Teilsiedlung gebildeten Rimpis sind im allgemeinen scharf begrenzt und liegen etwa 30 cm unterhalb der Teilsiedlung des nächstfolgenden Niveaus." (1953: 83). Auffallend ist, daß die Beersträucher *Vaccinium uliginosum*, *V. myrtillus* und *V. vitis-idaea* und die Fichte in der *Scorpidium*-Ausbildung deutlich zurücktreten. Dies könnte ernährungsphysiologisch bedingt sein (Eisen- und Phosphat-Komplexierung). So zeigt die Fichte auf diesen Standorten Mangelsymptome, die sich in Zwergwüchsigkeit und Chlorose äußern.

3.4.3 Typische Ausbildung (T)

VEGETATIONSTABELLE 6 S.138 (NR. 1-26), VEGETATIONSTABELLE 7 S.140 (NR. 1-37)

Kennzeichnung: In der Typischen Ausbildung treten Arten nasser, saurer Moore (D_S), oligo- bis mesotroph-basenreicher Standorte (D_O, D_E) sowie eutropher Naßstandorte (D_P) deutlich zurück oder fehlen. Damit ist diese Gruppe der minerotrophen Bergkiefernmoore durch die über alle Ausbildungen vorhandenen Differentialarten der Gesellschaft (D_Ges), die Oxyccocco-Sphagnetea- und Vaccinio-Piceetea-Arten sowie zahlreiche minerotraphente Arten gekennzeichnet. Nach ihrem Anteil an eutraphenten Arten werden die Typische Variante (Tt) und die Varianten mit *Calliergonella cuspidata* (Tc) unterschieden.

Bei der **Typischen Variante** (Tt) werden zwei Subvarianten gefaßt. Die **Typische Subvariante** (Ttt) schließt floristisch und standörtlich an die *Scheuchzeria*-Ausbildung an. Im Unterschied zur *Scheuchzeria*-Ausbildung sind Arten nasser, saurer und armer Moore, wie *Sphagnum cuspidatum* und *Sphagnum papillosum*, kaum noch beteiligt. Dabei kann die Subvariante aber nicht generell als schlenkenarm bezeichnet werden; minerotraphente Moosarten tiefer Stufen, wie *Calliergon giganteum* oder *Sphagnum contortum*, können durchaus höhere Deckungsgrade erreichen. Diese Arten indizieren oberflächennahen Mineralbodenwassereinfluß. Vegetationstabelle 6 zeigt, daß die Typische Variante auch sehr artenarme Vegetationsbestände mit wenigen MBWZ umfaßt, die nur aus den Niveaustufen Rasen und Bult aufgebaut sind und in der Feldschicht dann oft durch hochdeckendes *Sphagnum magellanicum* geprägt sind. Als Übergangs- bzw. Pseudohochmoor-Artengemeinschaften (z.B. Nr. 26) leiten diese Bestände floristisch zum Pino-Sphagnetum oder Vaccinio-Pinetum über.

Mit ihrer großen Artenzahl könn(t)en die minerotrophen Bergkiefernmoore analog zum Vorgehen bei Offenlandgesellschaften floristisch noch wesentlich feiner gegliedert werden. Anhand von drei Beispielen soll dies gezeigt werden.

In Aufnahme 19 spielen *Sphagnum centrale* und *Sphagnum subnitens* mit Deckungswerten von 2 eine größere Rolle. Beide Arten sind in Südbayern auf minerotrophe Standorte beschränkt (vgl. z.B. KAULE 1973e), in den ozeanisch geprägten Teilen Europas kommt das im Alpenvorland relativ seltene *Sphagnum subnitens* aber auch in ombrotrophen Hoch- und Deckenmooren vor (vgl. DANIELS 1990: 74, DIERSEN 1996: 56). In den zentralen Bereichen des Murnauer Moores sind beide Arten auf vergleichsweise großer Fläche miteinander vergemeinschaftet und bilden hier ein frühes Sukzessionsstadium in der Entwicklung von basenreichen Quellniedermooren (*Cladietum marisci*, *Schoenetum nigricantis*) zu ombrominerotrophen Zwischen- und Übergangsmoor-Gesellschaften. Hier sind sie gewissermaßen Vorbereiter der ombrogenen Sukzession. Da diese Entwicklungsstadien ökologisch, moorgenetisch und floristisch individuelle Züge zeigen, wäre die Abtrennung der minerotrophen Bergkiefernmoore mit *Sphagnum subnitens* durchaus gerechtfertigt, wurde aber u.a. aufgrund der geringen Aufnahmezahl nicht vollzogen.

In gleichem Maße gilt dies für Bergkiefernmoore mit *Cladium mariscus* (Vegetationstabelle 2 S.25). Auch hier wäre eine eigene Ausbildungsform, die weiter in eine Zwischen- und eine Übergangsmoor-Form zu untergliedern wäre, aus floristischer wie auch aus syndynamischer Sicht plausibel und möglich. Beide Vegetationsaufnahmen der Vegetationstabelle repräsentieren im übrigen eine sehr interessante Moor- und Vegetationsentwicklungsreihe. Zum einen deshalb, weil nur wenige Vegetationsaufnahmen von *Cladium mariscus*-Gehölz-Beständen dokumentiert sind (z.B. bei ZOBRIST 1935: 19) und solche Bestände selten sind. ZOBRIST (1935: 67), aber auch KOCH (1925: 73) gehen in ihren Sukzessionsmodellen davon aus, daß die Entwicklung des *Cladietum marisci* über das *Schoenetum nigricantis* zu *Frangula-Salix cinerea*-Gebüsch und weiter zum Schwarzerlenbruch verläuft. Über entsprechende Torfbildungen - subfossiler *Cladium-Alnus glutinosa*-Torf - informiert GROSSE-BRAUCKMANN (1979). Auf eine vollkommen andere Entwicklungsrichtung macht LUTZ (1938: 138), später auch VOLLMAR (1947: 66) aufmerksam.

Vegetationstabelle 2: Vergleich zweier räumlich unmittelbar benachbarter *Cladium mariscus*-Bergkiefern-Bestände unterschiedlicher Entwicklungsstufen (Nr. 1: Zwischenmoor - Nr. 2: Übergangsmoor) aus dem Murnauer Moos

Nr.-laufend	1	2	Nr.-laufend	1	2
Nr_Orig	V41	V40	Calluna vulgaris	.	1
Ausbildung	T	T	Vaccinium myrtillus	1	1
Variante	c	t	Vaccinium uliginosum	.	1
Subvariante	t	t	Vaccinium vitis-idaea	1	.
Strauchschicht - Höhe (m)	4	3	Potentilla erecta	1	.
Strauchschicht - Deckung (%)	40	50	± Teppich- und Schlenken-Niveau		
Krautschicht - Deckung	40	30	Drepanocladus revolvens	2	.
Moosschicht - Deckung	60	40	Campylium stellatum	1	.
Leitfähigkeit (korr)	246	138	Bryum pseudotriquetrum	1	.
pH	6,1	5,9	Calliergon giganteum	1	.
Artenzahl	27	15	Cinclidium stygium	1	.
			Ctenidium molluscum	1	.
Strauchschicht			Teppich-Niveau, tiefwurzelnde Arten, Sonstige		
Pinus rotundata	3	3	Sphagnum warnstorffii	1	1
Picea abies	1	1	Sphagnum angustifolium	3	2
Frangula alnus	.	1	Vaccinium oxycoccus	1	1
Alnus glutinosa	1	.	Phragmites australis	2	1
Alnus incana	1	.	Aulacomnium palustre	.	1
Salix aurita	1	.	Carex rostrata	1	.
Krautschicht			Menyanthes trifoliata	1	.
Cladium mariscus	2	2	Carex dioica	1	.
± Bult-Niveau			Cardamine pratensis	1	.
Sphagnum magellanicum	3	3	Drosera rotundifolia	1	.
Andromeda polifolia	.	1	Frangula alnus	1	.
Melampyrum pratense ssp. paludosum	.	1	Galium album ssp. album	1	.

Ein Ausschnitt dieser Sukzessionsreihe ist in Vegetationstabelle 2 dargestellt. Während in Aufnahme 1 noch grundwassergeprägte tiefere Niveaustufen mit zahlreichen stark minerotraphenten Arten (z.B. *Calliergon giganteum*, *Cinclidium stygium*!, *Ctenidium molluscum*) vorkommen, fehlen Aufnahme 2 tiefere Geländestufen. Die zwischen der *Cladium*-Streu entwickelte Moosschicht besteht hier aus einem dichten Filz von *Sphagnum an-*

gustifolium (tiefer) und *Sphagnum magellanicum*. Diese ca. 30 cm dicke, locker gepackte "Isolationsschicht" dürfte verhindern, daß minerotraphente Moose oder flachwurzelnende minerotraphente Arten vorkommen, obwohl die unterlagernden Wasserschichten mit einem pH von 5,9 bei einer Leitfähigkeit von 138 µS ein durchaus geeignetes Milieu abgeben würden. Halten konnten sich nur die beiden tiefwurzelnenden Arten *Cladium mariscus* und *Phragmites australis*, die hier als Sukzessionsrelikte zu werten sind.

Das Sukzessionsmodell von ZOBRIST und KOCH für das Cladietum wäre demnach zu erweitern: Die typische Ausbildung des Cladietums (mit Magnocaricion-Arten) neigt im Zuge einer Substrataufhöhung (bzw. Grundwasserabsenkung) zu eher meso- bis eutraphenten Gehölgzgemeinschaften (Schwarzerle, Grauerle), während sich bei *Cladium*-Beständen basenreich-oligotropher Quellstandorte (scorpidietosum) eine Übergangsmoorentwicklung vollziehen kann, die mit Vorherrschen der Kiefernarten (*P. mugo* agg. und *P. sylvestris*) verbunden ist. Wie Vegetationstabelle 2 zeigt, ist dabei das Erreichen des Übergangsmoorstadiums kein absolutes Muß für die Besiedlung durch die Bergkiefer, die bereits im Zwischenmoorstadium (Aufnahme 1), also zum Zeitpunkt der Bildung einzelner über den Wasserspiegel erhobener Torfmoos-Bulte (in den Cladieten des Murnauer Moores oft *Sphagnum subnitens*, s.o.) einsetzt.

Als eigene Ausbildungsform ausgeschieden wurde die **Subvariante mit *Sphagnum teres* (Tts)**, die im Falle der Aufnahmen 1 bis 4 durch das Fehlen des Bult-Torfmooses *Sphagnum magellanicum* gekennzeichnet ist (vgl. auch Nr. 25 in Vegetationstabelle 9, S.147). Statt dessen werden das Teppichniveau und die Flachbultbereiche durch *Sphagnum teres* eingenommen, das von dem ebenfalls minerotraphenten *Sphagnum warnstorffii* begleitet wird. Großflächig ist diese Ausbildungsform, die ökologisch vielleicht als "Bultbereiche noch im Grundwasserpendelmilieu" gedeutet werden kann, im Pulvermoos (GAP), ein im Hinblick auf tertiäre Moorbildungen noch junges Beckenmoor, entwickelt.

Die **Variante mit *Calliergonella cuspidata* (Tc)** ist durch eine Gruppe von Arten charakterisiert, die ihren Schwerpunkt im Bereich produktiverer Naßstandorte haben, von hier aus aber weit auf weniger nährstoffreiche Standorte übergreifen und dann oft verminderte Vitalität zeigen. Differenzierende Arten sind *Calliergonella cuspidata*, *Caltha palustris*, *Galium palustre*, *Gentiana asclepiadea*, *Plagiomnium elatum*, *Valeriana dioica* u.a., die pflanzensoziologisch vor allem dem Verband Calthion zugerechnet werden. Andere eher eutraphente Arten, wie *Carex elata*, *Cirsium palustre* und *Succisa pratensis* erreichen hier zwar hohe Stetigkeitswerte, sind aber aufgrund ihrer weiten Amplitude innerhalb der minerotrophen Bergkiefernmoore nicht so charakteristisch. Spezifisch ist auch die geringe Beteiligung von Arten wenig produktiver Moor-Artengemeinschaften (z.B. *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum angustifolium*, *Trichophorum alpinum*, *Trichophorum cespitosum*). Die Variante mit *Calliergonella cuspidata*, die sich weiter in die Typische Subvariante (Tct) und die Subvariante mit *Epipactis palustris* (TcE) gliedern läßt, vermittelt floristisch zur Ausbildung mit *Crepis paludosa*.

Struktur: Während es sich bei der Typischen Variante mit einer mittleren Höhe von weniger als 5 m noch um relativ kleinwüchsige Bestände handelt, liegt der Wert bei der produktiveren Variante mit *Calliergonella cuspidata* im Mittel bei über 8 m. Hinsichtlich Bestandshöhe und Gehölzdeckung vermittelt diese Variante zur *Crepis paludosa*-Ausbildung, also der wüchsigsten und produktivsten Form der minerotrophen Bergkiefernmoore (vgl. Abbildung 11 S. 40). Insgesamt zeigt die *Calliergonella*-Variante schon einen stärkeren Mischwaldcharakter, der mittlere Deckungsanteil von *Pinus mugo* agg. an der Gesamtdeckung sinkt auf ca. 65% (vgl. Abbildung 5, S.27). Bei der Typischen Variante liegt er dagegen noch bei über 80%. Bestände, in denen die Bergkiefer zur Nebenbaumart wird, treten im Aufnahmемaterial zur Typischen Variante nicht auf. Dagegen ist bei der *Calliergonella*-Variante die Bergkiefer in etwa 1/4 der Fälle nicht mehr die herrschende Baumart. Im Zuge der Weiterentwicklung sind Baumartenverschiebungen zugunsten der Fichte bei diesen Beständen wahrscheinlich (Kap. 7.2 S.88).

Standort: In Übereinstimmung mit den floristischen Befunden nimmt die an eutraphenten Arten ärmere Typische Variante saurere und basenärmere Standorte ein. Auch die Schätzung zur jährlichen oberirdischen Phyto-masse-Produktion stützt dieses Bild; etwa die Hälfte der Bestände der Typischen Variante liegt noch im wenig produktiven Bereich von unter 30 dt/ha J, während sich bei der *Calliergonella*-Variante für etwa ¾ der Aufnahmen geschätzte Aufwuchswerte oberhalb von diesem Wert ergeben. Für drei Vegetationsaufnahmen liegen Pegelbeobachtungen aus dem Murnauer Moos vor (Vegetationstabelle 3 S.94). Alle Werte zeigen einen sehr gerin-

gen Schwankungsbereich (9 cm) bei insgesamt hohen Grundwasserständen, wobei der Grundwasserspiegel im Mittel über Flur lag (Abbildung 30 S.94). Selbst in der spätsommerlichen Trockenperiode 1996 fiel der Wasserstand am "trockensten" Pegel auf weniger als 10 cm unter Flur. Zum Vergleich lagen die Niedrigstwasserstände bei der Typischen Ausbildung des Bunten Torfmoosrasens (*Sphagnetum magellanicum*) bei 10 bis 20 cm und bei der torfmoosreichen Heidekraut-Ausbildung dieser Gesellschaft bei ca. 40 cm unter Flur. Hinsichtlich des Wasserfaktors sind diese Bestände also extremer als schlenkenarme Gesellschaften ombrotropher Standorte. Das Phänomen, daß die Bergkiefer im *Sphagnetum magellanicum* typicum trotz geringer Nässe an ihre Grenze stößt, die untersuchten minerotrophen Bergkiefern-Bestände aber eine beachtliche Bestandshöhe von ca. 10 m bei einer Deckung von etwa 50% zeigen, läßt sich demnach nicht allein über das Wasserregime, sondern nur im Zusammenhang mit der nährstoffhaushaltlichen Situation erklären (vgl. Kapitel 4.1 S.41ff).

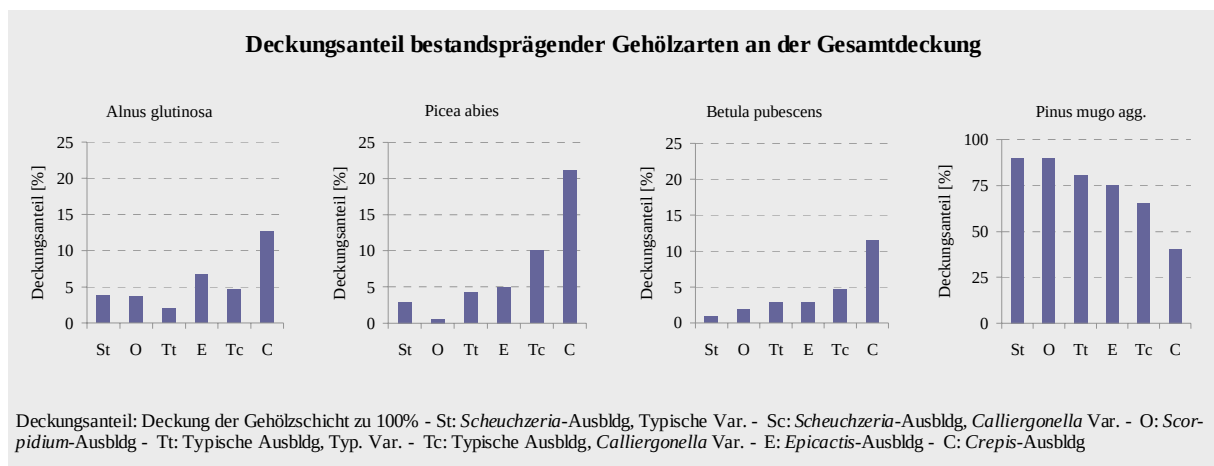


Abbildung 5: Mittlerer Deckungsanteil der wichtigsten am Aufbau der minerotrophen Bergkiefernmoore beteiligten Gehölzarten (Gesamtdeckung zu 100%, Reihenfolge der Ausbildungen nach zunehmender Produktivität)

3.4.4 Ausbildung mit *Epipactis palustris* (E)

VEGETATIONSTABELLE 8 S.144 (NR. 1 - 30)

Kennzeichnung: Die Ausbildung mit *Epipactis palustris* (E) ist durch Arten der basenreichen Kleinseggenriede und Rieselfluren (Tofieldietalia) - *Carex davalliana*, *Carex pulicaris*, *Epipactis palustris*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*, *Tofieldia calyculata* u.a. - und auf diese Ordnung übergreifende Molinietales-Arten, v.a. *Galium uliginosum* und *Leontodon hispidus*, gut charakterisiert. Zur *Scorpidium*-Ausbildung besteht erwartungsgemäß eine enge floristische Verwandtschaft; die kleinwüchsigen, eher oligotraphenten Arten der Differentialartengruppe D_OE siedeln in beiden Ausbildungen. Kennzeichnend ist ferner die hohe Stetigkeit der oligo- bis mesotraphenten Braunmoose⁹ *Campylium stellatum* und *Drepanocladus revolvens*. Zahlreiche weitere Arten, wie *Bryum pseudotriquetrum*, *Carex flava*, *Carex panicea*, *Dicranum bergeri*, *Homalothecium nitens* u.a., treten bei weiter Streuung schwerpunktmäßig in der *Epipactis palustris*-Ausbildung auf. Die mit einem Mittelwert von über 60 Arten reichste Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore (Abbildung 6 S.28) gleicht floristisch somit den basenreichen Kleinseggenrieden, vor allem dem Drepanoclado-Trichophoretum, z.T. auch dem Caricetum davallianae oder dem Parnassio-Caricetum fuscae stärker vertorfte Standorte. Aus diesen Vegetationstypen dürften sich die Bestände in vielen Fällen entwickelt haben (vgl. 7.1 S.86). Die Ausbildung wird in zwei Varianten gegliedert.

⁹ Der in der Literatur unterschiedlich gebrauchte Begriff (vgl. GROSSE-BRAUCKMANN 1962: 219) wird in dieser Arbeit nur auf Amblystegiaceen bezogen, die in basenreich-oligotrophen Mooren ihren Schwerpunkt haben (z.B. *Calliergon trifarium*, *Drepanocladus revolvens*, *Scorpidium scopioides* u.a.).

Der **Typischen Variante** (Et) fehlen bei sonst gleicher Zusammensetzung Arten der Differentialartengruppe mit *Calliergonella cuspidata*. Floristisch vermittelt dieser Typ damit zur schlenkenreicheren *Scorpidium*-Ausbildung. Die Mehrzahl der aufgenommen Bestände entfällt auf die **Variante mit *Calliergonella cuspidata*** (Ec), die durch meso- bis eutraphente Arten, vor allem *Calliergonella cuspidata*, *Caltha palustris*, *Galium palustre*, *Gentiana asclepiadea*, *Plagiomnium elatum*, *Valeriana dioica* u.a. differenziert ist. Dieser Typ ist der mit Abstand artenreichste der minerotrophen Bergkiefernmoore (vgl. Abbildung 6); Artenzahlen von mehr als 70 sind hier keine Seltenheit. Die Aufnahmen 27 bis 29 stellen einen nur im Pfrühlmoos (GAP) angetroffenen **Übergangstyp mit Molinion-Arten** dar, der in das Gesamtaufnahmematerial praktisch nicht eingereiht werden kann, weil Differentialarten der Gesellschaft, Oxycocco-Sphagnetum-Arten und andere in den minerotrophen Bergkiefernmooren sonst hoch stete Arten fehlen. Der innerhalb einer Gemeinschaftsweide liegende, strukturell und floristisch interessante Bestand zeigt einen gewissen Erico-Pinion-Einschlag, stockt aber auf tiefgründigem Torf.

Struktur: Die artenreichen und in ihrer Feldschicht häufig einer Kleinseggen-Streuwiesenbrache ähnlichen Bestände der *Epipactis*-Ausbildung sind mit einer mittleren Gehölzschichthöhe von ca. 5 m und einem mittleren Deckungsgrad von ca. 40% kleinwüchsig und licht. In der Baumschicht dominiert die Bergkiefer (ca. 75% an der Gesamtdeckung, vgl. Abbildung 5 S.27), mengenmäßig stärkster Konkurrent ist in dieser Ausbildung die Schwarzerle, die hier auch vergleichsweise vital sein kann. Die starke Beteiligung meso- bis eutraphenter Arten (Differentialartengruppe mit *Calliergonella cuspidata*) läßt vermuten, daß die Bestände im Zuge der weiteren Entwicklung zu einer stärkeren Gehölzentwicklung fähig sind und daß Prozesse der Auteutrophierung einen größeren Arten-turnover mit Rückgang der Tofieldietalia-Arten bewirken können (vgl. Kap. 7.3 S.91).

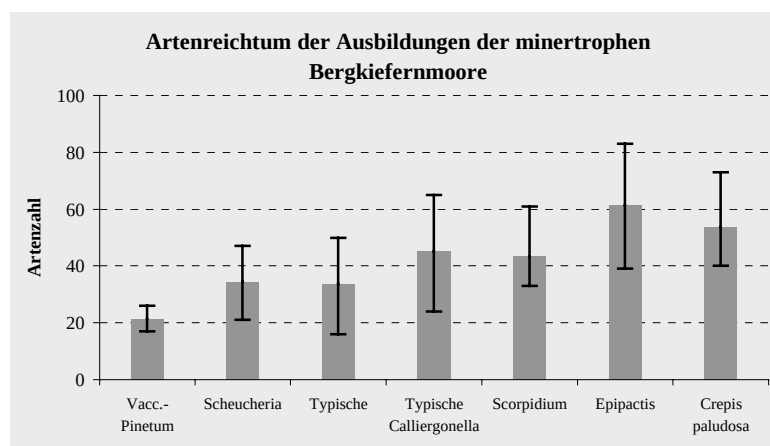


Abbildung 6: Artenreichtum der Ausbildungen (Spannweiten: Maximum und Minimum) im Vergleich zum *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae*

Standort: Die Ausbildung mit *Epipactis palustris* ist an basenreich-quellige Moorstandorte, wie sie sich in ombrosoligen Hangmooren und druckwasserbeeinflussten Talmooren finden, gebunden. Dem geringen Anteil an Helophyten nach zu urteilen, treten längere Überstauphasen, wie in der ebenfalls durch Quellwasser geprägten, aber nasseren Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides*, nicht auf. Nach der Produktivitätsschätzung bewegt sich die Ausbildung im oligotrophen bis mesotrophen Bereich, wobei die Werte vergleichsweise wenig streuen und das Maximum unter 45 dt/ha J liegt. Obwohl im Mittel kaum unterschiedlich, liegen die erreichten Maxima bei der Typischen Ausbildung mit *Calliergonella cuspidata* und der *Crepis paludosa*-Ausbildung deutlich höher. Wenn auch die pH- und Leitfähigkeitswerte in der *Epipactis palustris*-Ausbildung etwas höher liegen (Abbildung 14 S.44), ist eine Trennung der an oligo- und mesotraphenten Arten reichen *Epipactis palustris*-Ausbildung von den durch eutraphente Arten bestimmten Ausbildungen über diese Werte nicht möglich. Verantwortlich für die floristischen Unterschiede müssen also andere Faktoren sein (möglicherweise P- und K-Verfügbarkeit).

3.4.5 Ausbildung mit *Crepis paludosa* (P)

VEGETATIONSTABELLE 9 S. 147 (NR. 1 - 26)

Kennzeichnung: Die Ausbildung mit *Crepis paludosa* (P) ist durch zahlreiche Arten eutropher Moore und Anmoore gekennzeichnet, wobei es sich im Großen und Ganzen um charakteristische Elemente der Sumpf- und Bruchwälder handelt, die aber pflanzensoziologisch überwiegend als Kennarten von Offenlandgesellschaften geführt werden (v.a. Calthion, Filipendulion). Die Differentialartengruppe nach *Crepis paludosa* grenzt die Ausbildung floristisch klar ab. Kennzeichnend sind v.a. *Angelica sylvestris*, *Carex appropinquata*, *Carex elongata*, *Carex remota*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Climacium dendroides*, *Crepis paludosa*, *Dicranodontium denudatum*, *Knautia dipsacifolia*, *Lysimachia nemorum*, *Plagiomnium undulatum*, *Rhizomnium punctatum*, *Trichocolea tomentella* und *Veratrum album*, also mit Ausnahme von *Dicranodontium denudatum* Arten, die auf nährstoffreiche und stärker durchschlickte Torfe hinweisen. Daß das für stark saure Substrate bezeichnende Moos *Dicranodontium denudatum* innerhalb der minerotrophen Bergkiefernmoore ein ähnliches soziologisches Verhalten wie die anderen genannten Arten zeigt, ist nur aus den kleinstandörtlichen Verhältnissen heraus zu verstehen: In den oligotropheren Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore bieten sich keine geeigneten Besiedlungsplätze (offenere "Rohhumus-Standorte"), weil Torfmoose des Bultniveaus hier dominant sind (Tabelle 12 S.80). Solche offenbodigen, rohhumusreichen Verhältnisse liegen erst in den produktiveren Beständen vor. Tendenziell in gleicher Richtung verhalten sich auch die Moose *Bazzania trilobata*, *Dicranum scoparium*, *Hylocomium splendens* und *Polytrichum formosum*, die ebenfalls durch Torfmoose weniger bedrängte Kleinstandorte besiedeln.

Höchste Stetigkeitswerte erreichen ferner die Arten der *Calliergonella cuspidata*-Gruppe, die hier ihren Schwerpunkt besitzen, in allen Ausbildungen des minerotrophen Bergkiefernmoores aber meso- bis eutraphente Varianten kennzeichnen und daher auf Ebene der Ausbildung nicht differenzieren. Auffallend ist auch das relativ zahlreiche Vorkommen von *Quercus-Fagetea*- und *Molinietalia*-Arten, die hohe Stetigkeit von *Carex elata* und generell das Zurücktreten von Arten oligo- bis mesotropher Moore (*Andromeda polifolia*, *Drepanocladus revolvens*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Polytrichum strictum*, *Trichophorum alpinum* u.a.). Hinsichtlich des soziologischen Spektrums wird die *Crepis paludosa*-Ausbildung damit dem *Carici elongatae*-Alnetum des Alnion-Verbands ähnlich (vgl. Abbildung 22 S.73). Das heißt aber nicht, daß diese Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore in Gänze dieser Bruchwald-Assoziation angeschlossen werden könnte. Denn zumindest in der **Variante mit *Vaccinium oxycoccus* (Pv)** ist der Anteil an Arten saurer Moore aus der Klasse *Oxycocco-Sphagnetea* und *Vaccinio-Piceetea*, die weder in Zahl noch Menge im ärmsten Flügel der Schwarzerlen-Bruchwälder, dem *Carici elongatae*-Alnetum *betuletosum* (= *Sphagno squarrosi*-Alnetum), auftreten, deutlich höher (vgl. MAST 1999). Insgesamt dagegen spricht auch die bedeutende Rolle der Fichte, die ihr in diesem Bereich der minerotrophen Bergkiefernmoore zu Teil wird. Da aber Fichten-Naßwälder mit Zwischenmoorcharakter - eine für das Alpenvorland bezeichnende und im Hinblick auf Sukzessionsfragen sehr wichtige Vegetationsform, die nicht dem *Bazzanio-Piceetum sphagnetosum* oder dem von RUBNER (1954) beschriebenen "*Piceo-Alnetum*" entspricht - bislang genauso wenig wie die in dieser Arbeit behandelten minerotrophen Bergkiefernmoore Eingang in die pflanzensoziologische Systematik gefunden haben und floristisch auch noch nicht näher bearbeitet wurden, kann der Frage des Anschlusses nicht nachgegangen werden. Auf jeden Fall besteht in syndynamischer Sicht aber eine enge Verwandtschaft der *Crepis paludosa*-Ausbildung zu den mesotrophen Fichten-Moorwäldern, da die Bergkiefer in dieser Ausbildung dem Konkurrenzdruck der Fichte vielfach nicht gewachsen ist, oft bereits unterständig wächst und damit die Entwicklung zum ombrominerotrophen Fichten-Moorwald wahrscheinlich wird.

Die **Typische Variante** der *Crepis paludosa*-Ausbildung ist der Niedermoor-ähnlichste Typ der minerotrophen Bergkiefernmoore; sie markiert den Grenzbereich vom Zwischen- zum Niedermoor. Deutlich ist der fast vollständige Ausfall der *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten und der Rückgang bei den Differentialarten der Gesellschaft (vgl. Vegetationstabelle 9 S.147). Auffallend ist auch die geringe Beteiligung der Rauschbeere, die in der submontanen und montanen Stufe eine deutliche Bindung an Torfe zeigt und in dieser Hinsicht stenöker ist als *Vaccinium myrtillus* oder *Vaccinium vitis-idaea*. Eine deutliche Sonderstellung innerhalb des Aufnahmемaterials nimmt Aufnahme 25 ein, die floristisch zur *Sphagnum teres*-Subvarianten der Typischen Ausbildung gehört

(vgl. S.26), zu diesen Aufnahmen aber durch das zahlreichere Vorkommen eutraphenter Arten geschieden ist. Aufnahme 26 stellt mit Arten des Caricion davallianae-Verbands einen **Übergangstyp zur *Epipactis palustris*-Ausbildung** dar.

Struktur: Die *Crepis paludosa*-Ausbildung ist mit einem Mittelwert von 12 m Bestandshöhe der wuchskräftigste Typ der minerotropen Bergkiefernmoore, für den sich auch die höchsten mittleren Gehölz-Deckungswerte ergeben (Abbildung 11 S.40). Ganz überwiegend ist die Gehölzschicht zweischichtig ausgebildet, gliedert sich also in eine Baum- und Strauchschicht. Unter anderem als Folge der größeren Deckung der Gehölze, aber auch aufgrund der Dominanz großblättriger und stärker wüchsiger Arten der Krautschicht (v.a. Hemikryptophyten) sinkt der Anteil von Arten mit hohen Lichtansprüchen. Zu erwarten ist ein geringer Verjüngungserfolg der Bergkiefer im Bestand, die hohe Beteiligung anderer Baumarten deutet in diese Richtung (vgl. Abbildung 5 S.27). Vor allem die Fichte, die in dieser Ausbildung ihren maximalen Anteil erreicht und hier vergleichsweise vital ist, dürfte aufgrund ihrer Fähigkeit, sich in geschlosseneren Beständen zu verjüngen bzw. in solche einzudringen (montan Halbschattbaumart, vgl. MAYER 1984: 65), einen Baumartenwechsel herbeiführen können. Dies heißt aber nicht, daß die Bergkiefer gänzlich ausfallen muß, weil sich in Zerfalls- oder Verjüngungsphasen solcher Wälder möglicherweise wieder zusagender Siedlungsraum findet (vgl. die Untersuchungen von FALINSKI, 1986 u. 1988, über den Baumartenwechsel von Fichte und Schwarzerle, siehe auch S.88).

Standort: Die Ausbildung findet sich meist in Moorrandsituationen (Lagg) in der Regel in Kontakt zu Schwarzerlen- und Fichten-Bruchwäldern schwach vermoorter bis anmooriger Standorte, wobei sie in der Zonation allerdings weiter mooreinwärts steht. Die pH-Werte sind mit einer Amplitude von ca. 5,5 bis 6,5 bei einem Mittelwert von 5,7 relativ hoch, so daß auch von einer vergleichsweise günstigen Stickstoffversorgung ausgegangen werden kann. Eine stärkere Beeinflussung durch calciumreiches Quellwasser, mit der eine Phosphatkomplexierung einhergehen könnte, ergibt sich weder aus den Leitfähigkeitswerten noch aus den Geländebeobachtungen oder dem Auftreten von Zeigerarten für basenreiches Quellwasserregime. Ihrer Lage im Randbereich der Moore entsprechend ist vielmehr von einer stärkeren Beeinflussung durch nährstoffreicheres Oberflächenwasser, das über die randlich gelegene Gley- und Anmoorböden zufließt, und möglicherweise hochwasserbedingter Durchschlickung (Tonfraktion mit hoher Kali-Sorption) auszugehen. Da die Wuchsorte der Ausbildung in der Regel die tiefsten Geländepunkte einnehmen und sich benachbart meist sauer-oligotrophe Moorareale finden, ist auch von hier ein Wasserzustrom zu erwarten, der für die Oberflächenversauerung (Bultniveau) verantwortlich sein dürfte.

3.5 Struktur

3.5.1 Mosaikkomplex: Zur Mikrostruktur der minerotropen Bergkiefernmoore

Kennzeichen aller Bergkiefernmoore, aber auch zahlreicher anderer Moorwaldtypen und Offenlandgesellschaften der Zwischen-, Übergangs- und Hochmoore ist ein kleinräumiger Reliefwechsel, der sich als Abfolge rund- oder gestreckt-konkaver (Schlenken bzw. Flarke) und rund- oder gestreckt-konvexer (Bulte bzw. Stränge) Formen darstellt (vgl. Abbildung 7 S.34). Die Ursachen dieser Erscheinung sind sowohl allogener (Wasserregime), als auch autogener¹⁰ Natur und manifestieren sich in der Vegetation. Dabei läßt sich vor allem bei den Moosen eine enge Bindung an bestimmte Kleinformen feststellen ($\pm$ scharfe Grenzen), viele Kormophyten verhalten sich dagegen indifferent. Solche kleinräumigen Vegetationsmuster werden in der Pflanzensoziologie als Vegetationskomplexe, Mosaikkomplexe bzw. als Durchdringungskomplexe, wenn man die unscharfen Grenzen betonen will (vgl. DIERSCHKE 1994: 512), bezeichnet. Sie können häufig aber auch als ein Sonderfall von Zonationskomplexen aufgefaßt werden, weil sich hier Vegetationsformen unterschiedlicher moorgenetischer und nährstoffhaus-

¹⁰ Für primär vegetationsbedingte Reliefunterschiede gibt es zahlreiche Beispiele: Ausbildung von erhöhten Wurzeltellern v.a. bei Arten mit Herzwurzelsystem (Schwarzerle), Bildung erhöhter Horste bei vielen Cyperaceen, artspezifische Eigenschaften (Neigung zur Bultbildung z.B. bei *Polytrichum strictum*), "Strangbildung" mit Torfmoosbesiedlung auf Totholz, Bildung sekundärer Depressionen nach Windwurf oder als Folge mechanischer Wirkung ("Stampfen" der Gehölze), Reliefunterschiede als Folge asynchroner Produktivitätsunterschiede (vgl. OVERBECK 1975: 317ff.)

haltlicher Stellung vertikal - und nicht horizontal, wie bei den klassischen Vegetationsabfolgen mit nebeneinander liegenden, abgegrenzten Einheiten entlang eines Gradienten (Gürtelung) - übereinanderlegen und hierin ein Teil einer Zonation zum Ausdruck kommt. So nehmen in der Zonation vom Niedermoor zum Regenwassermoor die Bultanteile i.d.R. zu, während die niedermoorartigen Schlenken abnehmen. Bult-Schlenken-Komplexe sind also oft Segmente einer Gesamtzonation. Hierauf hat insbesondere JENSEN (1961: 41) hingewiesen, der für die Abfolge unterschiedlicher Vegetationskomplexe den Begriff des Stufenkomplexes gebraucht.

JENSEN verweist auf eine Definition von TÜXEN (1958: 136): "Die ... Assoziationen der offenen Moore weisen gemeinsame, sich gleichsinnig ändernde ökologische Stufen auf". Diese Begriffsbestimmung ist u.E. nicht nur deshalb zu eng gefaßt, weil Stufenkomplexe auch in Waldmooren auftreten, sondern vor allem, weil die Änderung nicht immer gleichsinnig sein muß. So zeigt die Bultvegetation in einem Mosaikkomplex z.B. entlang des pH-Gradienten häufig nur geringe oder keine Änderungen, während die Schlenkenvegetation auf die unterschiedliche Basenversorgung deutlich reagiert. Die Änderungen können auch gar nicht gleichsinnig sein, weil die Schlenke nährstoffhaushaltlich anderen Bedingungen unterliegt als der vom Mineralbodenwassereinfluß weitgehend abgelöste Bultbereich. Stufenkomplexe der Moore sollten von daher allgemeiner, als primär nährstoffhaushaltlich-hydrologisch bedingte Vegetationskomplexe kleiner und mittlerer topischer Dimension definiert werden.

Für Süddeutschland hat KAULE (z.B. 1973: 47 ff.) vier Stufenkomplexe (Braunmoos-, Wasserschlauch-, Pseudohochmoor- und Hochmoor-Stufenkomplex) detailliert beschrieben und diese weiter unterteilt. Haupttypen dieser Einteilung treten auch in den minerotrophen Bergkiefernmooren auf und spiegeln sich in der floristischen Gliederung, nämlich in der Reihe *Scheuchzeria*-Ausbildung - *Scorpidium*-Ausbildung, Variante mit *Sphagnum papillosum* - *Scorpidium*-Ausbildung, Variante mit *Schoenus ferrugineus*, wieder. Die Darstellung von KAULE beschreibt den Artenwechsel entlang des Gradienten basenreich-oligotroph zu basenarm-oligotroph, bildet also nur eine ganz bestimmte in Mooren Süddeutschlands realisierte Stufenkomplexfolge ab. In den minerotrophen Bergkiefernmooren finden sich weitere solcher hydrologisch-nährstoffhaushaltlich bedingten Abfolgen. Einige Grundtypen sollen anhand der Bryophyten-Vegetation abgeleitet und nachfolgend charakterisiert werden. Zum Verständnis sind folgende Vorbemerkungen erforderlich:

- Die bei der Analyse der Stufenkomplexe gewählte Beschränkung auf Bryophyten ergibt sich aus der hohen und räumlich eng begrenzten Indikatorleistung der Arten bezüglich Wasserstufen und Nährstoffverhältnissen (vgl. GIGNAC et al. 1991). Aufgrund des fehlenden Wurzelsystems und der Kleinheit der Arten indizieren die Moose die ökologischen Verhältnisse (Belichtung, Nähr- und Wasserhaushalt) der kleinen Räume bzw. Flächen (Maßstabsebene $\approx 10^{-2} \text{ m}^2$). Ähnlich verhalten sich auch kleinwüchsige Kormophyten (*Calitriche cophocarpa*, *Drosera rotundifolia*, *Pinguicula* ssp., *Utricularia* ssp.). Ein gutes Beispiel ist *Drosera rotundifolia*: Die Sonnentau-Art zeigt, daß die kleinräumige ökologische Nische des offenen, stärker belichteten Standorts unter grundsätzlich verschiedenen Umweltsituationen, nämlich sowohl in sauren Torfmoosmooren - wie üblicherweise in der Literatur angegeben - als auch in basenreich-oligotrophen Mooren, z.B. in *Scorpidium scorpioides*-Rasen oder unmittelbar auf Tuff in Quellmooren siedelnd (vgl. auch KLÖTZLI 1969a: 15), realisiert sein kann.

Mit zunehmender Ausbildung des Wurzelsystems und Wuchshöhe erschließen die Arten größere Räume; der räumliche Indikationsbereich ist mit der Wuchseistung der Arten korreliert. Als bekanntes Beispiel sei auf Vorkommen von *Phragmites australis* in an der Oberfläche rein ombrotrophen Mooren hingewiesen. Das tiefwurzelnde Schilf zeigt hier an, daß über die tieferen Moorhorizonte eine für die Existenz, z.T. auch für die Reproduktion noch ausreichende Nährstoffversorgung erfolgt und dabei ein Assimilationsgewinn möglich ist. *Phragmites australis* ist also Zeigerart der mittelgroßen Räume bzw. Flächen ($\approx 10^0$ bis 10^1 m^2). Die Raumerfüllung der Phanerophyten und damit der Bereich der ökologischen Indikation ist noch größer ($\approx 10^2$ - 10^3 m^2). In dieser Hinsicht aufschlußreich sind z.B. Angaben zur Durchwurzelungsintensität der Gehölze: Für eine 13jährige Waldkiefer auf Hochmoortorfen ermittelt POSCHLOD (1990) einen Durchmesser des Wurzelsystems von fast 7 m, für eine nur 0,5 m hohe *Betula pubescens* stellt FRANKL (1996: 193) einen Radius von ca. 4 m fest. Einige Gehölzarten (z.B. *Pinus sylvestris*) scheinen sogar in der Lage, Wurzelverbindungen zwischen Einzelindividuen aufzubauen (YLI-VAKKURI 1953, GRAHAM & BORMANN 1966, ZOLLER in HEGI 1981: 94), bilden also gewissermaßen eine überindividuelle Funktionseinheit.

Die Biozönose minerotrophes Bergkiefernmoor besteht also aus verschiedenen Konstituenten, welche die Standortfaktoren unterschiedlicher räumlicher Dimension integrieren, wobei die Bryophyten und klein-

wüchsige Kormophyten nur Teilkompartimente, die adulten¹¹ Makro-Phanerophyten aber die Holozönose integrieren.

- Im Falle der minerotrophen Bergkiefernmoore können die in Tabelle 4 genannten Wasserstufen vorliegen. Generell gilt, daß das Schlenkenniveau auf wasserchemische Unterschiede in der Artenzusammensetzung sehr fein reagiert, während für den oberen Bultbereich trotz unterschiedlicher Standortsituationen bei den Moosen ± die gleiche Artenkombination zu verzeichnen ist. Mit Blick auf den Wasserchemismus kommt also nur den unteren Stufen eine differenzierende Rolle zu. Im Hinblick auf den Wasserhaushalt (v.a. Niedrigstwasserstände) gilt dies nicht; hier ist das Verhältnis der Stufen zueinander entscheidend (vgl. Untersuchungen zur Einnischung der Bryophyten in Abhängigkeit vom Wasserhaushalt, z.B. MÜLLER 1965, RYDIN 1985). In den minerotrophen Bergkiefernmooren sind nicht immer alle Stufen entwickelt. So fehlen vielen Übergangsmoor-Beständen die tieferen Stufen, sie sind als Teppichhorizont-Bultfuß-Bult-Komplexe ausgebildet.

Tabelle 4: Vegetationsstufen nach Amplitude des Moorwasserstands. Die Stufen Teppichhorizont und Bultfuß werden auch als Moorebene bezeichnet.

Grundwasseramplitude, Vegetationsstufen und ihre Schwerpunktsarten		
Bult ("hummock")	 Semiterrestrischer bis terrestrischer Bereich. Hohe Bulte mit häufiger Austrocknung und Fehlen hygrophiler Moose (Moorheidestufe). Grenzsituation der Torfbildung ("Feucht-Rohumus")	<i>Bazzania trilobata</i> , <i>Dicranum bergeri</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Polytrichum strictum</i> , <i>Sphagnum capillifolium</i> , <i>Sphagnum fuscum</i>
Bultfuß (Rasen, "lawn")	 Semiterrestrischer Bereich mit häufiger Durchnässung. Berstauung nur bei Spitzenhochwasser. In ombrotrophen Mooren bis maximal etwa 50cm oberhalb der Niedrigwasserlinie.	<i>Aulacomnium palustre</i> , <i>Polytrichum commune</i> , <i>Sphagnum centrale</i> , <i>Sphagnum magellanicum</i> , <i>Sphagnum squarrosum</i> , <i>Sphagnum subnitens</i> , <i>Thuidium delicatulum</i>
Teppichhorizont ("carpet")	 Durch kapillaren Aufstieg oder Haftwasser geprägter und damit dauerhaft feuchter Bereich unmittelbar um die Hochwasserlinie. Austrocknungen und Berstauungen sind selten.	<i>Cinclidium stygium</i> , <i>Drepanocladus revolvens</i> , <i>Plagiommium elatum</i> , <i>Sphagnum angustifolium</i> , <i>Sphagnum papillosum</i> , <i>Sphagnum warnstorffii</i>
Schlenken, telmatisch ("hollow")	 Das Schlenkenniveau liegt zwischen der Hoch- und Niedrigwasserlinie.	<i>Calliergon trifarium</i> , (<i>Calliergon giganteum</i>), <i>Drepanocladus exannulatus</i> , (<i>Meesia triquetra</i>), <i>Scorpidium scorpioides</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i> , <i>Sphagnum majus</i> , <i>Sphagnum obtusum</i> , <i>Sphagnum platyphyllum</i>
Schlenken, limnisch	 Das Schlenkenniveau liegt unterhalb der Niedrigwasserlinie. Schlenken dieses Wasserregimetyps treten in minerotrophen Bergkiefernmooren nur selten und kleinfächig auf.	
GOF: Geländeoberfläche - Schlenken: H: Hochwasserstand / T: Tiefstwasserstand		

- Die nachfolgende Gliederung der Stufenkomplexe stellt nur einige in den minerotrophen Bergkiefernmooren auftretenden Grundfolgen dar. Ins Zentrum der Gliederung werden Arten gestellt, die eine standörtliche Kennzeichnung auf allgemeinerer Ebene erlauben (z.B. *Sphagnum cuspidatum*: limnisch bis telmatisch, basenarm oder *Campylium stellatum*: telmatisch bis semiterrestrisch, basenreich, vgl. Abbildung 39 S.159). Insgesamt ist festzustellen, daß bei vielen Arten weite Überlappungsbereiche bestehen (vgl. z.B. *Calliergonella cuspidata*), die zumindest auf Grundlage des eigenen Aufnahmемaterials eine Abgrenzung erschweren (vgl. aber auch Überlappungsbereich vieler Moosvereine bei POELT 1954 und BRAUN 1968).

Die Bezeichnung der Stufenkomplexe erfolgt in Kurzform. Korrekterweise müßten alle beteiligten Stufen genannt werden. Für den *Sphagnum cuspidatum*-Stufenkomplex beispielsweise: *Sphagnum cuspidatum*-*Sphagnum papillosum*-*Sphagnum magellanicum*-*Polytrichum strictum*-Stufenkomplex, wenn alle vier Stufen (Schlenken, Teppich, Bultfuß, Bult) entwickelt sind.

¹¹ anders die juvenilen Phanerophyten, die sich bei der Besiedlung der Konkurrenz anderer kleinwüchsiger Arten stellen müssen, also auf eine spezifische Nischenstruktur angewiesen sind. Die ökologische Nische einer Art kann also im Laufe der Ontogenese wechseln.

(1) Stufenkomplexe

Vegetationstabelle 10 S.156

- *Sphagnum cuspidatum*-Stufenkomplexe

Sphagnum cuspidatum besitzt eine enge ökologische Amplitude in Bezug auf das Wasserregime (limnisch bis telmatisch) und die Basenversorgung (sauer, basenarm, fakultativ ombrotraphent, z.B. ALETSEE 1967, KAULE 1974, DANIELS 1985, DIERSEN 1996). Da die Art nur in Schlenken siedelt und maximal auf den Teppichhorizont übergreift - damit dem Moorwasserspiegel am nächsten steht - ist sie Zeiger für die fortgeschrittene Ablösung dieser Stufenkomplexe vom Mineralbodenwassereinfluß. Dies äußert sich in der Artenarmut und in den tiefen pH- und Leitfähigkeitswerten ($\bar{\varnothing}$ 4.6 u. 22 μ S). Stufenkomplexe mit *Sphagnum cuspidatum* sind typisch für die *Scheuchzeria palustris*-Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore, treten aber ihrer ökologischen Stellung entsprechend auch im Pino-Sphagnetum - bei Fehlen minerotropher Arten - sowie in Waldkiefern- und Fichten-Moorwälder auf, aus denen sie in Mitteleuropa aber nur selten mit Aufnahmen belegt wurden.

Vegetationstabelle 10 (S.156) läßt zwei Entwicklungsflügel erkennen; die *Sphagnum fallax*-Ausbildung und die Ausbildung mit *Sphagnum subsecundum*. Erste vermittelt zu den ombrotrophen Mooren, minerotrophente Moose treten stark zurück oder fehlen, während minerotrophente Gefäßpflanzen noch zahlreich vorkommen. Um die moorgenetische Übergangstellung der Bestände ohne minerotrophente Moose zu betonen, bezeichnen wir solche als Übergangsmoor- bzw. als Pseudohochmoor-Stufenkomplexe (vgl. Kapitel 2.3.2 S.7). Die *Sphagnum fallax*-Ausbildung ist die schlenkenreichste Form der minerotrophen Bergkiefernmoore (Mittel > 30%); hier wurde auch der Maximalwert von über 80% Schlenkenanteil ermittelt. Die überwiegend ausgebildete vertikale Zonierung stellt sich folgendermaßen dar: In den tiefsten, selten trockenfallenden Schlenken *Sphagnum cuspidatum* und *Sphagnum fallax*, die z.T. von *Calliergon stramineum*, *Drepanocladus fluitans* und *Sphagnum majus* begleitet werden. Der höhenmäßig folgende Teppichhorizont baut sich aus *Sphagnum angustifolium* und/oder *Sphagnum papillosum* auf und geht über Mischrasen in das *Sphagnum magellanicum*-Bultfußniveau über. Höhenmäßig bilden Bulte vor allem aus *Polytrichum strictum* und *Sphagnum capillifolium*, auf deren Kopf sich häufig *Pleurozium schreberi* und *Dicranum bergeri* finden, den Abschluß. Solche, über alle Ausbildungen $\pm$ ähnlich aufgebauten Bulte finden sich nicht nur um die Bergkiefernstämme herum, sondern auch vollständig isoliert (Foto 12).

Die *Sphagnum subsecundum*-Ausbildung ist an Moosen deutlich artenreicher, die pH- und Leitfähigkeitswerte liegen höher. Das kennzeichnende *Sphagnum subsecundum* besitzt in Bezug auf die Nässe eine enge, hinsichtlich der Basenversorgung aber eine relativ weite Amplitude. Damit tritt die Art sowohl in relativ basenarmen als auch basenreicheren Zwischenmoorbiotopen auf, wobei sie in der Kombination mit *Sphagnum cuspidatum* an ihre Grenze stößt. Daß diese Ausbildung zu Stufenkomplexen basenreicherer Standorte vermittelt, wird an der Beteiligung basiphiler Moose, wie *Campylium stellatum* und *Drepanocladus revolvens*, deutlich.

- *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex

Obwohl *Sphagnum angustifolium* basenreichere Moore meidet und fakultativ ombrotraphent ist (vgl. z.B. KAULE 1974, DIERSEN 1996: 74), kommt der Art aufgrund ihrer hohen Stetigkeit innerhalb der minerotrophen Bergkiefernmooren keine primär differenzierende Rolle zu. Im Grunde gilt das gleiche wie für die *Caricion fuscae*-Arten: Sie bilden sowohl eigene Bestände aus, können aber genauso mit Arten basenreicherer Moore (*Caricion davallianae*) assoziiert sein. In gleicher Weise ist der *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex zu sehen, der negativ durch das Zurücktreten bzw. Fehlen von Moosen basenreicherer Standorte gekennzeichnet ist ("Typischer Stufenkomplex").

Der Komplex ist überwiegend als Folge von Teppichhorizont, Bultfuß und Bult aufgebaut, ist also weniger naß als die meist schlenkenbetonten *Sphagnum cuspidatum*-Komplexe. Sofern Schlenken auftreten, werden diese von *Sphagnum fallax*, *Sphagnum flexuosum* oder *Sphagnum subsecundum* besiedelt, wobei die letztgenannte Art die Ausbildung mit höherem Anteil eutropher Moose kennzeichnet. Die für den *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex ermittelten pH- und Leitfähigkeitswerte liegen niedrig (im Mittel unterhalb von 5,5 bzw. 50 μ S), die Zahl der am Aufbau beteiligten Moosarten ist gering. Der vor allem in der Typischen Ausbildung der mine-

rotrophen Bergkiefernmoore auftretende Komplex steht floristisch und standortökologisch zwischen dem *Sphagnum cuspidatum*-Stufenkomplex und den braunmoosreichen Komplexen. An der Zahl überwiegt noch der Anteil der ombrotrophenten Moose.

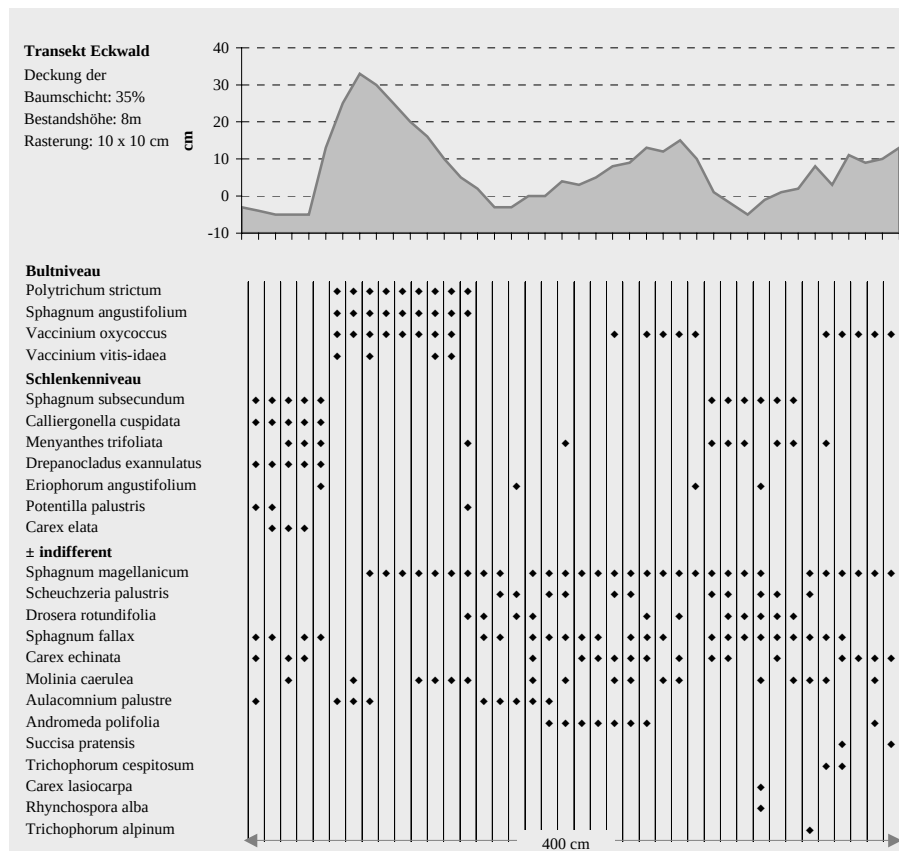


Abbildung 7: Mikrostruktur in einem minerotropen Bergkiefernmoor (überwiegend *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex). Der kleinräumige Wechsel zwischen minerotropen Schlenken und oft steil aufsteigenden Bulten ist typisch und kann im Extremfall bis zu 1 m Höhenunterschied betragen.

• *Scorpidium scorpioides*-Stufenkomplex

Der *Scorpidium scorpioides*-Komplex ist im Großen und Ganzen mit dem von KAULE (1973: 49) beschriebenen Braunmoos-Stufenkomplex identisch und für durch calciumreiches Quellwasser geprägte Moore, v.a. Hang- und druckwasserbeeinflusste Beckenmoore typisch. In Abhängigkeit vom Basenreichtum finden sich in den minerotropen Bergkiefernmooren zwei Ausbildungen. Die *Sphagnum platyphyllum*-Ausbildung deutet noch vorhandenen, aber stark abgeschwächten Baseneinfluß an. Für diese Verhältnisse ist *Sphagnum platyphyllum* typisch, während das erst bei hohen pH- und Leitfähigkeitswerten optimal entwickelte *Scorpidium scorpioides* hier eine Grenzsituation erreicht (Sproßlänge und -stärke von *Scorpidium scorpioides* sind nach eigenen Messungen positiv mit dem Basenreichtum korreliert). In der Ausbildung mit *Campylium stellatum* liegen die pH-Werte und Leitfähigkeitswerte höher. Minerotrophente, nässegebundene Moose, wie *Calliergon trifarium*, *Drepanocladus revolvens* und *Sphagnum contortum* sind bezeichnend; so daß der Anteil der ombrotrophenten Arten zahlenmäßig auf im Mittel ca. 30% sinkt.

• *Campylium stellatum*-Stufenkomplex

Der Komplex ist durch *Campylium stellatum* und *Drepanocladus revolvens* gekennzeichnet. Beide Arten treten auch außerhalb der minerotropen Bergkiefernmoore häufig zusammen auf und bilden nach BRAUN (1968) und POELT (1954) einen eigenen Moosverein. Im Gegensatz zu *Scorpidium scorpioides* zeigen sie aber ein viel wei-

teres floristisches Spektrum (gemessen an der Zahl der assoziierten Arten). Das Aufnahmемaterial zeigt einen fließenden Übergang zum *Calliergonella cuspidata*-Stufenkomplex (Ausbildung mit *Calliergonella cuspidata*).

Tiefe, dauerhaft nasse Schlenken fehlen dem Komplex häufig; die Abfolge stellt sich dann als Teppichhorizont-Bultfuß-Bult-Komplex dar. Sofern telmatische Bereiche auftreten, werden diese von *Drepanocladus exannulatus*, *Calliergon giganteum*, *Sphagnum subsecundum* und *Sphagnum contortum* besiedelt. Der *Campylium stellatum*-Stufenkomplex ist überwiegend in der *Epipactis palustris*-Ausbildung und der Typischen Ausbildung, Variante mit *Calliergonella cuspidata*, der minerotrophen Bergkiefernmoore anzutreffen.

- *Calliergonella cuspidata*-Stufenkomplex

Die Amblystegiaceae *Calliergonella cuspidata* ist optimal in nährstoffreichen, produktiven Mooren entwickelt, greift aber auch auf wenig produktive Moorstandorte über und besitzt eine sehr weite soziologische Amplitude. Dementsprechend werden zwei Ausbildungen unterschieden. Die Ausbildung mit *Rhizomnium punctatum* ist für produktivere Bergkiefernmoore und den Übergang zu Fichten- und Schwarzerlen-Bruchwälder kennzeichnend. Hier erreicht der Deckungsgrad der Moose für die minerotrophen Bergkiefernmoore oft minimale Werte; zwischen den aus *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum centrale*, *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum* u.a. aufgebauten Bultfuß- und Bult-Beständen siedeln vor allem eutraphente Lebermoose (*Calypogeia azurea*, *Chiloscyphus pallescens*, *Marchantia polymorpha*, *Lophocolea bidentata*, *Riccardia chamaedryfolia*, *Trichocolea tomentosa*) und Laubmoose (*Climacium dendroides*, *Hylocomium splendens*, *Plagiomnium elatum*, *Plagiomnium undulatum*, *Rhytidiadelphus squarrosus*), die die unterschiedlichen Kleinstandorte nutzen. Vor allem in schattigen Beständen treten auch moosfreie, offene Torfe auf. Diese Ausprägung des *Calliergonella cuspidata*-Stufenkomplexes ist hauptsächlich in der *Crepis paludosa*-Ausbildung zu finden.

Die an eutraphenten Moosen arme Ausprägung des *Calliergonella cuspidata*-Stufenkomplexes vermittelt zum *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex (vgl. auch Abbildung 7, S.34, linker Teil des Transektivs). Im Gegensatz zur vorigen Ausprägung finden sich solche Komplexsituationen weiter mooreinwärts, aber auch in Randlaggsituationen, wenn von angrenzenden Mineralböden huminstoffreiches Wasser einfließt, wie dies z.B. im Umfeld versauerter Lokalmoräne mit mächtigeren Humushorizonten (vaccinienreiche Fichtenwälder über Humus-Podsol) der Fall ist. Die Typische Ausbildung des *Calliergonella cuspidata*-Stufenkomplexes ist überwiegend in der eutraphenten Variante der *Scheuchzeria palustris*- und in der Typischen Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore entwickelt.

- Übergangsmoorstufenkomplex trockenerer Standorte

Vor allem in der Typischen Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore treten Stufenkomplexe auf, die nur aus der Folge Teppichhorizont-Bultfuß-Bult oder Bultfuß-Bult bestehen. Sofern sich die Mooschicht allein aus fakultativ ombrotraphenten Arten aufbaut (z.B. als dichter *Sphagnum magellanicum*-Teppich), bezeichnen wir solche Moorflächen als Übergangsmoor, weil hier bereits eine oberflächliche Ablösung vom Mineralbodenwasserhorizont, von dessen Existenz minerotraphente Kormophyten zeugen, stattgefunden haben dürfte.

- Andere Stufenkomplextypen

Außer den oben dargestellten Grundtypen existieren weitere Komplextypen, die hier nicht herausgearbeitet werden können. Einige Situationen seien aber erwähnt: Von *Sphagnum subnitens*, *Sphagnum warnstorffii* und *Sphagnum teres* im Teppichhorizont bis Bultfußbereich beherrschte Komplexe. *Sphagnum papillosum*-reiche Komplexe ohne tieferes Schlenkenniveau. Im Teppichniveau außergewöhnlich artenreiche Komplexe, in denen v.a. zahlreiche Laubmoose im bunten Mosaik siedeln (meist Übergangssituationen zwischen dem *Campylium*- und dem *Calliergonella*-Stufenkomplex z.B. mit *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergon giganteum*, *Cinclidium stygium*, *Homalothecium nitens*, *Meesia triquetra* u.a.). Nicht durch den Einfluß des Wilds verursachte "Torfschlamm-Schlenken" (z.B. DIERSSEN u. REICHELDT 1988), das sind nicht von Moosen besiedelte, offene Schlenkenbereiche, wurden in den minerotrophen Bergkiefernmooren selten angetroffen.

(2) Die Komplexstruktur als Ursache oder Folge der Bergkiefern-Besiedlung

Die Bildung von Bulten wird verschiedentlich in ursächlichen Zusammenhang mit der Wirkung der Gehölze (Versauerung durch Stammbau) oder auch der Moorbeweidung gebracht. Angenommen wird auch, daß die Genese und die Verteilung der Bulte "eine indirekte Beweidungsfolge sein kann", die Bultbildung durch Moose die Verbuschung hemmt oder der Prozeß der "Vertorfmoosung" auf das unmittelbare Alpenvorland (nördlich bis zur Grasleitner Moorlandschaft) beschränkt wäre (so bei RINGLER in QUINGER et al. 1995: 193 und QUINGER et al. 1995: 221). Da die eigenen Beobachtungen in eine andere Richtung weisen, soll hierauf eingegangen werden.

Generell ist die Bildung von inselartig aus dem Niedermoorbereich aufgewölbten Laub- und Torfmoosbulten, die aufgrund der erhöhten Lage azidophytischen Arten Lebensraum bieten, auch außerhalb der ombrogenen Moorregionen möglich (vgl. die Aapamoorregion Skandiaviens - RUUHJÄRVI 1960, 1963, HAVAS 1961, DIERSSEN 1982, EUROLA et al. 1984 - und die Definition des Zwischenmoorbegriffs von POTONIE 1908) und kann in Süddeutschland auch im weiteren Alpenvorland beobachtet werden (z.B. im Pfrunger Ried, Federseeried oder Wurzacher Ried, vgl. PFADENHAUER et al. 1990, GRÜTTNER & WARNKE-GRÜTTNER 1996, WAGNER & WAGNER 1996). Daß die Moospolster eine die Gehölzetaublierung hemmende Wirkung entfalten, wird durch die eigenen Beobachtungen - Keimung von *Pinus* fast ausschließlich im Bultbereich - nicht bestätigt (vgl. S.87). Gerade das Gegenteil ist der Fall, die lichtökologisch besser gestellten Bulte sind sogar die Hauptvoraussetzung dafür, daß sich *Pinus mugo* agg. (und wohl auch *Pinus sylvestris*) in Cyperaceen-dominierten und streufilzigen Brachen etablieren können (in die gleiche Richtung weisen die Ergebnisse von KARPOV 1983 zit. in WALTER & BRECKLE 1986: 417, der für Fichte sehr hohe Keimraten in *Sphagnum*-Polstern mitteilt). Daß der am Stamm der Gehölze ablaufende Niederschlag eine versauernde Wirkung entfaltet, wurde beispielsweise durch GLAVAC et al. (1970) gezeigt (vgl. auch Literaturangaben bei FRANKL 1996: 50ff.). Dieser Faktor, die kleinstandörtliche Aufhöhung am Stammfuß und die fallende Nadelstreu mit weitem C/N-Verhältnis wirkt versauernd und daher auf azidophytische Arten förderlich. Alleinige Ursache für das Aufwachsen der Bulte sind diese Faktoren aber nicht, weil Bulte auch unabhängig von den Gehölzen auftreten und zweitens solche auch in völlig unbestockten Flächen angetroffen werden (Foto 9,10,12).

Beim Vergleich beweideter und gemähter, standörtlich vergleichbarer Flächen, mag sich der Eindruck einstellen, daß die Bultbildung durch Beweidung induziert wird. Primäre Ursache hierfür dürfte aber die Prädisposition dieser Moorflächen sein, die in niedrigen pH-Werten bei geringer Leitfähigkeit (= wenig gepuffert) zum Ausdruck kommt (vgl. z.B. die Meßergebnisse von Großseggenried sphagnetosum-Ausbildungen bei WARNKE-GRÜTTNER 1990, s. auch GRÜTTNER 1990: 227, und die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Daten im Vergleich zu Beständen ohne Neigung zur Torfmoos-Bultbildung). Genauso wie die Mahd dürfte auch die Moorbeweidung einer stärkeren Torfmoosbesiedlung nämlich nicht förderlich sein. Hinweise zu dieser Annahme ergeben sich im Bereich von Wildwechseln oder Loipen in Übergangs- und Pseudohochmooren mit geringmächtiger Sauerortorfauf-lage, wo sich die stärker frequentierten Bereiche als minerotrophe, schlenkenbetonte Bahnen vom gänzlich oder fast ombrotrophen Umfeld abheben. Das gleiche Phänomen zeigt sich nach eigenen Beobachtungen auch beim Vergleich unbeweideter und beweideter ombrominerotropher oder ombrotropher Moore (z.B. Rauchmoos bei Hohenkasten/WM, Altenauer Moor/GAP, Eschenloher Gemeinschaftsweide/GAP): Während in den unbeweideten Flächen Arten des Bultniveaus dominieren (z.B. *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum magellanicum*), sind in den beweideten Flächen Arten der tieferen Stufen stärker entwickelt (z.B. *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum fallax*).

Ein Hauptgrund dafür, daß Beweidung wie auch Mahd eine ombrominerotrophe Moorbildungen eher stabilisierende und den Dichtschluß ombrotropher Arten hemmende Wirkung entfaltet, könnte in der durch Tritt oder Befahren ausgeübten Verdichtung liegen (z.B. KLAPP 1971, LUTZ 1990). Dabei ist die Wirkung im Fall der Beweidung großflächig (nach Berechnungen von ELLENBERG, 1952, S.88, werden Umtriebs-Rinderweiden - ein gesundes Rind legt täglich mindestens 10 km zurück - in einem Zeitraum von 2 bis 3 Tagen vollflächig durch Tritt erfaßt). Die für die Entwicklung vieler Torfmoose wichtige grobporige Struktur (die Akrotelmeigenschaften mit wasserhaushaltlich ausgleichender Wirkung, vgl. INGRAM 1978, IVANOV 1981, JOOSTEN 1993) kann sich dadurch nicht aufbauen; bereits vorhandene erhöhte Bulte werden an den Moorwasserspiegel angepreßt. Möglicherweise wirken aber auch weitere Faktoren.

So verhindert der bei Streuwiesennutzung üblicherweise tief durchgeführte Schnitt die Etablierung bzw. Ausbreitung bultbildender Moose. Als Ursache hierfür ist nicht die Schnittunverträglichkeit (zum hohen Regenerationsvermögen von Sphagnum aus Sproßteilen vgl. POSCHLOD & PFADENHAUER 1989), sondern vielmehr die Unterdrückung der Weiterentwicklung zu erhöhten Bulten zu nennen. Vorstufen der Bultentwicklung sind auf den in Betracht zu ziehenden Standorten nämlich auch unter Mähregime häufig entwickelt (z.B. in Form von *Aulacomnium palustre* oder *Sphagnum warnstorffii*-Flachbulten). Die zu erwartende Sukzession zu höheren Bulten mit *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum capillifolium* oder *Polytrichum strictum* wird durch die Mahd aber immer wieder abgebrochen. Denkbar ist auch, daß sich durch den Biomasseentzug durch Streu- oder Weidenutzung die Torfbildung insgesamt verlangsamt und sich die Geschwindigkeit des Herauswachsens aus dem minerotrophen Milieu damit verringert (längere Zeiträume). Geringere Torfbildungsraten bedeuten aber auch, daß sich die Lagerungsdichte der Torfe an der Mooroberfläche erhöht. Die grobporige Akrotelm-Struktur, die auch dadurch entsteht, daß dem Verrotfungsprozeß laufend neue Biomasse zugeführt wird (vgl. CLYMO 1978), käme damit nicht zustande.

3.5.2 Vertikale Struktur (Schichtung)

Die minerotrophen Bergkiefernmoore gehören zu den Gehölz-Lebensgemeinschaften extremer Standorte; sie stehen an der Nässegrenze des Gehölzwuchses in Mooren (vgl. Foto 11, 19, 22). Ähnlich problematisch wie im Übergang zur alpinen Stufe ist auch hier der Begriff des Waldes (z.B. ELLENBERG 1996: 565ff.). Viele Bestände sind licht und kleinwüchsig, ein auf den Stammraum folgender, über das Gelände erhobener Kronenraum oft nicht ausgebildet, so daß in solchen Fällen eher von einer Strauch- oder Gebüschformation zu sprechen wäre. Eine eindeutige Zuordnung in das Formationssystem von ELLENBERG & MUELLER-DOMBOIS (1967) ist nicht möglich, da die minerotrophen Bergkiefernmoore sowohl als (immergrüne) geschlossene Wälder, als offene Wälder und als Gebüsche auftreten und zudem Übergänge zur Formation der kältekahlen Sumpf- und Moorwälder bestehen. Auch nach dem US-amerikanischen Feuchtgebiets-Klassifikationssystem berühren die Bestände zwei Klassen (Scrub-Shrub Wetland, Forested Wetland, vgl. COWARDIN et al. 1979).

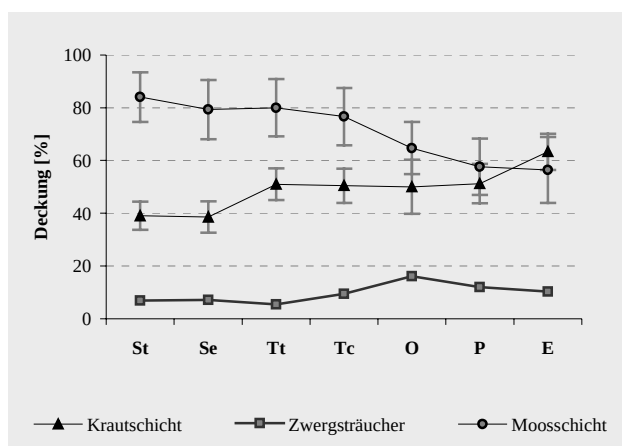


Abbildung 8: Mittlere Moos- und Krautschicht-Deckung der Ausbildungen

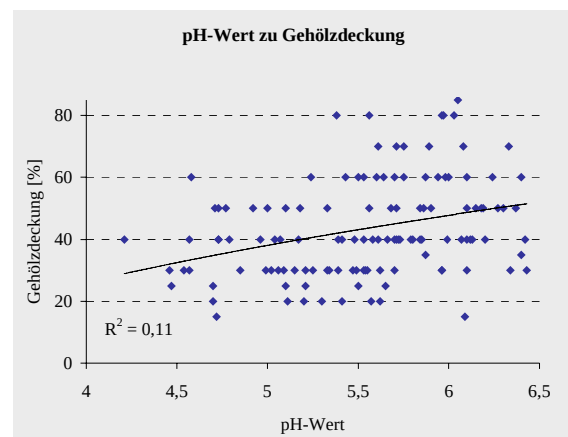
St: *Scheuchzeria*-Ausbildung, Typ. Var. - Se: *Scheuchzeria*-Ausbildung, *Calliergonella* Var. - Tt: Typische Ausbildung, Typ. Var. - Tc: Typische Ausbildung, *Calliergonella* Var. - O: *Scorpidium*-Ausbildung - P: *Crepis* Ausbildung - E: *Epi-pactis*-Ausbildung

Moosschicht: Generelles Kennzeichen von Moorbiozöosen des Hoch-, Übergangs- und Zwischenmoorbereichs ist das starke Hervortreten der Bryophytenschicht. Mit einer mittleren Deckung von 70% ist diese Schicht, die nach ihrer Lage zum Moorwasserspiegel weiter zu unterteilen ist (vgl. Stufenkomplexe), auch in den minerotrophen Bergkiefernmooren ausgeprägt entwickelt, im Hinblick auf die Gesamtdeckung steht sie an erster Stelle (vgl. Tabelle 18 S.157). Wie auch in anderen Lebensgemeinschaften (v.a. Wiesen-Phytozöosen) besteht eine deutliche negative Korrelation zur Krautschichtdeckung (-0.5, vgl. Abbildung 38d S.158), bei den minerotrophen Bergkiefernmooren dagegen überhaupt keine zur Deckung der Gehölze (Korrelation -0.07). Ursache hierfür dürfte im ersten Fall die unmittelbare Verschattungswirkung der Krautschicht sein. Daß die Gehölzschichtdeckung in keiner Beziehung zur Moosschicht-Deckung steht, erklärt sich vermutlich in der lückigen Überschirmung

und im stufigen Aufbau. Sowohl Moos- als auch Krautschicht-Deckung zeigen eine relativ ausgeprägte, unter sich gegenläufige Beziehung zum pH-Wert (v.a. bei hoher Azidität, vgl. Abbildung 38a,b S.158.). Dadurch ergeben sich innerhalb der minerotropen Bergkiefernmoore deutliche Unterschiede; die Bergkiefernmoore saurer Standorte (z.B. *Scheuchzeria*-Ausbildung mit im Mittel 84%) sind moosreich, diejenigen mäßig saurer bis subneutraler (z.B. *Epipactis*-Ausbildung mit im Mittel 56%) dagegen bei höherem Deckungsgrad der Krautschicht moosärmer. Mit ihrer ausgeprägt entwickelten Mooschicht stehen die minerotropen Bergkiefernmoore insgesamt aber den Moorwaldgesellschaften (Dicrano-Pinion) näher als den Bruchwäldern, die nur im Übergang zu den Moorwäldern ("Sphagno-Alnetum" bzw. betuletosum) dichte Bryophyten-Decken zeigen (vgl. z.B. Angaben bei DIERSSEN & DIERSSEN, 1984, gegenüber DÖRING-MEDERAKE, 1991).

Krautschicht: Mit einer mittleren Deckung über alle Ausbildungen von ca. 50% ist die überwiegend niederwüchsige, nur in ganz wenigen Fällen bis zu einen Meter Höhe messende Krautschicht eher schütter entwickelt und unterscheidet sich hierin von den Schwarzerlen-Bruchwäldern verbandszentraler Stellung (z.B. 60-95% Deckung bei nordwestdeutschen Carici elongatae-Alnetum typicum-Beständen, vgl. DÖRING-MEDERAKE 1991: 39). Genauso wie bei der Mooschicht besteht auch zwischen der Deckung der Krautschicht und der Gehölzschicht praktisch keine Korrelation (-0.1). Die Ursache hierfür könnte in folgender Kompensationswirkung liegen: Bei hoher Azidität wird die Krautschichtentwicklung vermutlich standörtlich begrenzt (vgl. die geringe Deckung dieser Schicht in nassen, ombrotrophen Mooren, z.B. JENSEN 1961, vgl. auch Abbildung 38a S.158), während im mäßig sauren bis subneutralen Bereich, in dem eine stärkere Krautschichtentwicklung potentiell möglich wäre, die dann höhere Gehölzdeckung begrenzend wirkt (tendenziell in Abbildung 9).

Abbildung 9: Beziehung zwischen pH-Wert und Gehölzschichtdeckung.



Untereinander unterscheiden sich die Ausbildungen der minerotropen Bergkiefernmoore in der Krautschichtdeckung z.T. deutlich (vgl. z.B. *Scheuchzeria*-Ausbildung zur *Epipactis*-Ausbildung in Tabelle 18 S.157). Aber auch bei ähnlichem mittleren Deckungsgrad bestehen Unterschiede, wenn man das Lebens- und Wuchsformen-Spektrum berücksichtigt. So prägen die Krautschicht der *Scorpidium*-Ausbildung horstwüchsige Hemikryptophyten (H caesp), wie *Schoenus ferrugineus* und *Trichophorum cespitosum*, während in der *Crepis*-Ausbildung Halbrosetten- und Schaft-Hemikryptophyten (H sem, H scap), wie *Crepis paludosa*, *Polygonum bistorta* oder *Veratrum album*, höhere Anteile haben (zur Einteilung der Lebensformen vgl. ELLENBERG & MUELLER-DOMBOIS 1967a, DIERSCHKE 1994). Dadurch entsteht im ersten Fall eher eine rasige Struktur, während die *Crepis paludosa*-Ausbildung tendenziell eher den Eindruck einer Staudenflur vermittelt. Fast über alle Ausbildungen mit hohem Deckungsanteil vertreten sind die Zwergsträucher *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum* und *V. vitis-idaea*, die allein das Bultfuß- und Bultniveau besiedeln (vgl. die Unverträglichkeit der Mykorrhiza von *Calluna vulgaris* gegenüber anaeroben Bedingungen; WALLÉN 1983). Auch die hohe Beteiligung der Ericaceen steht im Gegensatz zu normalen Bruchwaldgemeinschaften.

Strauch- und Baumschicht: Die durch die Makro-Phanerophyten gebildete Vertikalstruktur reicht von buschartigen Beständen (kein Stammraum) über einschichtige Wälder (Stamm- und Kronenraum; i.d.R. mit schwach entwickelter Strauchschicht) bis zu in der Baumschicht zweischichtig aufgebauten Wäldern (Foto 12-15). Insgesamt sind die minerotropen Bergkiefernmoore überwiegend kleinwüchsig, etwa die Hälfte erreicht eine Höhe von weniger als 6 m, fast 80 % sind niedriger als 8 m (vgl. Abbildung 10 S.39). Die maximal erreichte Höhe

liegt bei 20 m, wobei über 12 m messende Bestände nur selten angetroffen wurden. Dabei ist die geringe Höhenentwicklung nicht in jedem Fall auf geringes Alter, also ein frühes Sukzessionsstadium, zurückzuführen: So ergeben sich für einen ca. 4 m hohen minerotrophen Bergkiefernmoor-Bestand im Pfrunger Ried (RAV) aus Luftbildvergleichen für den Zeitraum 50 Jahre keine strukturellen Veränderungen. LUDESCHER (1991) bestimmte für unmittelbar angrenzende Flächen ein Alter der Bergkiefer von 100 bis 170 Jahren. Das gleiche gilt für einige Spirken-Parzellen im Murnauer Moos (GAP). Die heute ca. 10 m hohen Bestände sind bereits in der Vegetationskarte von VOLLMAR (unveröff., kartiert ab ca. 1935) als Moorwald dargestellt, dürften also mindestens 100 Jahre alt sein und befinden sich gemessen am Anteil abgestorbener Alt-Spirken in der Alters- bis Zerfallsphase. Insgesamt steht die Kleinwüchsigkeit der minerotrophen Bergkiefernmoore in hoher Übereinstimmung mit den beobachteten Jahrestrieblängen, die oft unter 10 cm (= 10 m Höhe in 100 Jahren) lagen und maximal einen Wert von etwa 40 cm erreichten.

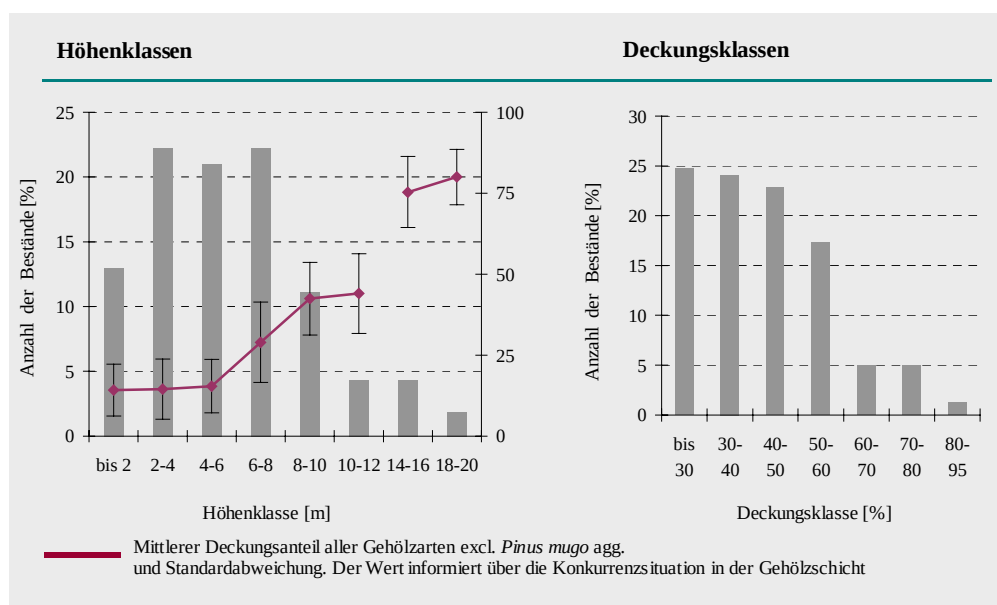


Abbildung 10: Bestandshöhe und Deckungsgrad der Gehölzschicht der minerotrophen Bergkiefernmoore sowie der auf die Höhenklassen bezogene mittlere Deckungsanteil der Gehölzarten abzüglich des Anteils von *Pinus mugo* agg. Dieser Wert ist Ausdruck der Konkurrenzverhältnisse in der Gehölzschicht (vgl. Text).

Die untersuchten Moorwälder sind nicht nur schwachwüchsig, sondern auch licht. Bei fast 50 % liegt die Deckung der Gehölzschicht unter 40%, für ca. 90 % der Bestände sogar unter 60 %. Hierin und in der geringen Höhe unterscheiden sich die minerotrophen Bergkiefernmoore deutlich von den Schwarzerlen-Bruchwäldern, für die DÖRING-MEDERAKE (1991: 88ff.) minimale Deckungswerte von über 50 % (im Mittel über 60 %) und Baumschichthöhen in einem Spektrum von ca. 15 m bis ca. 30 m nennt (vgl. auch MAST 1999: 182).

In Abbildung 10 wurde der mittlere Deckungsanteil aller nicht auf das *Pinus mugo* agg. entfallenden Gehölzarten (Schwarzerle, Grauerle, Moorbirke, Fichte, Ohrweide u.a., vgl. Vegetationstabelle 1 S.18) an der Gesamtdeckung (alle Gehölzarten zu 100%) auf die Höhenklassen bezogen. Dieser Wert informiert über die Konkurrenzsituation in der Gehölzschicht: Ein niedriger Wert bei geringem Anteil von "Nicht-Spirken bzw. -Latschen", also unangefochtene Dominanz von *Pinus mugo* agg., ein hoher Wert bei hohem Anteil von Schwarzerle, Grauerle, Moorbirke, Fichte usw. Insgesamt zeigt sich eine deutliche (negative) Korrelation zur Höhe. So liegt bei den hochwüchsigen Beständen der Höhenklasse 14-16 und 18-20 der Spirken-Anteil an der Deckung unter 30 %. Dieser Befund macht einen Baumartenwechsel bei den hochwüchsigen, produktiven Beständen (v.a. der *Crepis paludosa*-Ausbildung) wahrscheinlich. Insgesamt läßt sich aus diesen Ergebnissen und den Geländebeobachtungen ableiten, daß die Bergkiefer nur im Bereich unter 12-15 m Baumschichthöhe dauerhafte Dominanzbestände ausbilden kann. In die gleiche Richtung weisen die Ergebnisse von HANKE (1999: 13): Nach der Forstlichen Grundaufnahme im Bannwald "Großer Trauben" (Bergkiefernmoor mit naturnaher Vegetationszonierung zum

randständigem Fichten-Moorwald) sinkt der Anteil der Bergkiefer ab einer Höhe von mehr als 15 m konkurrenzbedingt drastisch ab.

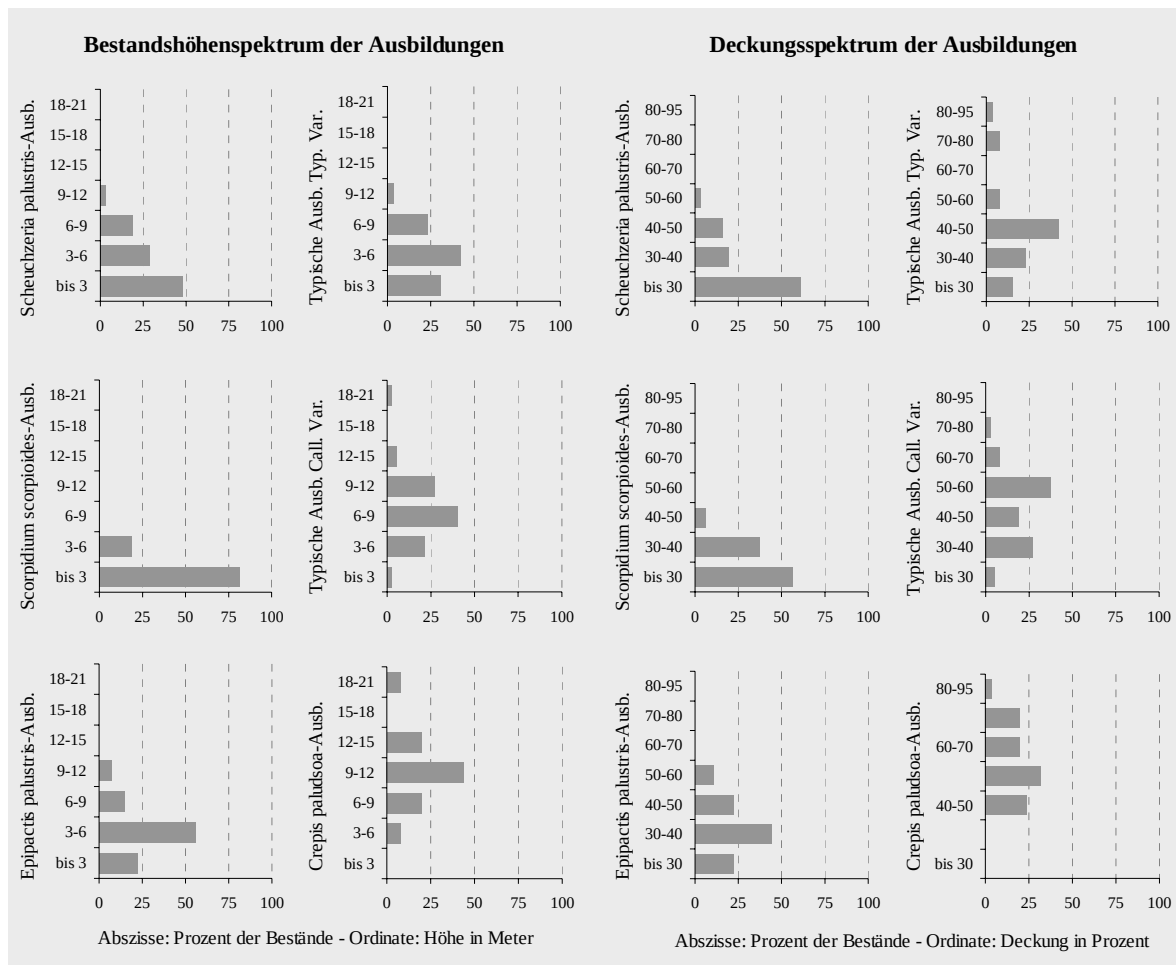


Abbildung 11: Bestandshöhen [m] und Deckungsgrad [%] der Gehölzschicht für die Ausbildungen der minerotropen Bergkiefernmoore.

Die in der Feldschicht herrschenden Unterschiede bezüglich geschätzter Produktivität und Artenspektrum (oligotrophente zu eutrophente) manifestieren sich auch in der Bestandshöhe und dem Deckungsgrad der Gehölzschicht der einzelnen Ausbildungen der minerotropen Bergkiefernmoore. Deutlich zeigt sich in Abbildung 11, daß die an eutraphenten Arten armen Ausbildungen (*Scheuchzeria*-, *Scirpidium*- und Typische Ausbildung) geringe Höhen und geringe Deckung erreichen, Bestandshöhen > 6 m sind hier selten. Ganz andere Verhältnisse liegen für die Ausbildungen mit stärkerer Beteiligung eutraphenter Arten vor (Typische Ausbildung, *Calliergonella*-Variante, *Crepis paludosa*-Ausbildung). Hier sind Höhen von unter 6 m kaum anzutreffen und die Deckung der Gehölzschicht liegt deutlich höher. Hinsichtlich Bestandshöhe und Deckung nimmt die *Crepis paludosa*-Ausbildung eine zum Schwarzerlen-Fichten-Bruch (s.o.) vermittelnde Stellung ein, die ja auch in der floristischen Ausstattung zum Ausdruck kommt.

4 Standort

4.1 Wasserregime

Zum Moorwassergang liegen Dauerbeobachtungen aus Mooren im nördlichen Landkreis Garmisch-Partenkirchen vor (Altenauer Moor, Murnauer Moos und Staffelseemoore).

Pegel Altenauer Moor (GAP): Im Bereich eines großflächigeren minerotrophen Bergkiefernmoor-Komplexes erfolgten im Südteil des NSG Altenauer Moor von August 1992 bis August 1993 an drei Stellen Dauerbeobachtungen zum Grundwassergang. Parallel wurden pH- und Leitfähigkeitsmessungen durchgeführt. Die Vegetation im Bereich der Pegel ist Vegetationstabelle 11 (S.161) zu entnehmen, Daten zum Verlauf der Standortparameter sind in Abbildung 40 (S.160) und Tabelle 20 (S.160) zusammengestellt. Pegel 1 und Pegel 2 liegen innerhalb einer Zonation von ombrotrophem *Sphagnetum magellanici* mit leichter *Pinus rotundata*-Bestockung (Moorzentrum), die sich über minerotrophe Bergkiefernmoore zum Fichten-Schwarzerlen-Bruch im Moorrandbereich erstreckt. Pegel 3 liegt in einem weiter westlich gelegenen, rein ombrominerotrophen Moorteil (Foto 12). Das Wasserregime mit auch in Trockenzeiten hohen Wasserständen ist bei allen drei Flächen ähnlich.

Wie Vegetationstabelle 11 (S.161) zeigt, unterscheidet sich die Vegetation an den Pegeln deutlich. Während an Pegel 1 nur sehr wenige Mineralbodenwasserzeiger auftreten (*Carex lasiocarpa*, *Carex rostrata* u.a.) und diese bei den Moosen vollständig fehlen (armes Übergangsmoor, *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex) steigt die Zahl minerotropher Arten zu Pegel 2 ständig an. Da auch hier noch keine obligat minerotrophente Bryophyten auftreten, liegt ein Übergangsmoor (mit *Sphagnum angustifolium*-Stufenkomplex) im eingangs definierten Sinne vor (vgl. Kapitel 2.3.2 S.7). Von diesen Verhältnissen weicht Probestfläche 3 mit hoher Deckung von *Sphagnum subsecundum* und Beteiligung der Braunmoose *Campylium stellatum*, *Drepanocladus exannulatus* und *Drepanocladus vernicosus* sowie zahlreichem Vorkommen minerotropher Kormophyten deutlich ab (Zwischenmoor, *Campylium stellatum*-Stufenkomplex). Der Quotient minerotrophente Arten zu Gesamtartenzahl steigt demnach von Pegel 1 zu Pegel 3 an (Pegel 1: 0.3, P2: 0.4, P3: 0.7).

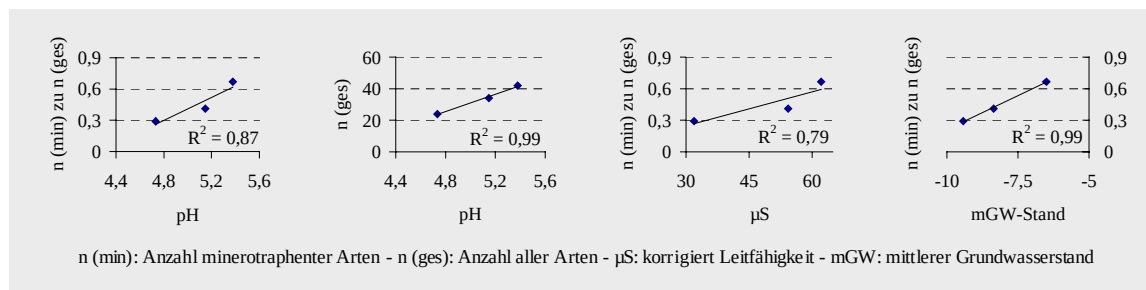


Abbildung 12: Beziehung zwischen dem Anteil minerotropher Arten und der Gesamtartenzahl im Verhältnis zu Standortparametern im Altenauer Moor

Die sich zwischen pH- und Leitfähigkeitswerten und dem Anteil minerotropher Arten (und der Gesamtartenzahl) erwartungsgemäß ergebende enge positive Korrelation (vgl. Abbildung 12) ist aufgrund des geringen Stichprobenumfangs zwar kaum signifikant, steht aber in Übereinstimmung mit Literaturdaten (z.B. GIES 1972, HÖLZER 1977, 1982, DIERSSEN & DIERSSEN 1984). Dagegen ist die ebenfalls enge positive Korrelation zwischen mittlerem Grundwasserstand und dem Anteil minerotropher Arten nur in Zusammenhang mit der Basenversorgung plausibel, weil die wassergesättigte Bodenzone dem potentiellen Einfluszbereich mineralstoffreichen Wassers entspricht (bei häufig tiefen Wasserständen wird die Mooroberfläche durch minerotrophes Grundwasser selten benetzt). Dies könnte auch der Grund für das Fehlen obligat minerotropher Moose bei Pegel 2 sein, die hohen pH-Werte waren hier in der Mehrzahl mit niedrigen Grundwasserständen kombiniert, während bei Pegel 3 hohe pH-Werte auch in Kombination mit hohen Grundwasserständen auftraten. Daß bei einem mittleren pH-Wert von 4.7 bei Pegel 1 noch minerotrophente Arten (in geringer Zahl) vorkommen, steht in Übereinstimmung

mit Literaturangaben für süddeutsche Moore. Die Grenze zu rein ombrotropher Vegetation liegt hier bei einem pH von ca. 4.3 (z.B. DIERSSEN & DIERSSEN 1984, POSCHLOD 1990, vgl. Tabelle 5 S.43).

Pegel Murnauer Moos, Staffelseemoore: Im Murnauer Moos und den Staffelseemooren wurde der Moorwassersgang an ca. 150 Pegeln für verschiedene Pflanzengesellschaften, darunter fünf Pegel für minerotrophe Bergkiefernmoore, dokumentiert (Auszug in Tabelle 21 S.162). Da diese zu vergleichbaren Zeitpunkten erhoben wurden, kann der Moorwassersgang der minerotropen Bergkiefernmoore zu dem anderer Vegetationstypen in Relation gesetzt werden.

Insgesamt zeigt sich, daß die Niedrigstwasserstände in den untersuchten Beständen der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft höher liegen als in vielen (derzeit) gehölzfreien Schlenken-Gesellschaften (z.B. *Rhynchospora alba*) oder nassen Groß- und Kleinseggenrieden (z.B. *Caricetum elatae*, *Primulo-Schoenetum scorpioidetosum*). Über alle Meßstellen betrachtet waren vier von fünf der beprobten minerotropen Bergkiefernmoore sogar nasser als 80% aller untersuchten Flächen, wobei etwa die Hälfte aller Pegelstellen als hydrologisch nicht direkt (z.B. durch Gräben) verändert einzustufen ist. Drei der untersuchten minerotropen Bergkiefernmoore zeigen in den Schlenken telmatisches Wasserregime, ein Bestand sogar dauerhaftes Flachwasserregime (vgl. Abbildung 13). Damit standen diese Bestände während des Untersuchungszeitraums nasser als normale und schlenkenreiche Formen des *Sphagnetum magellanicum* oder des *Pino-Sphagnetum*.

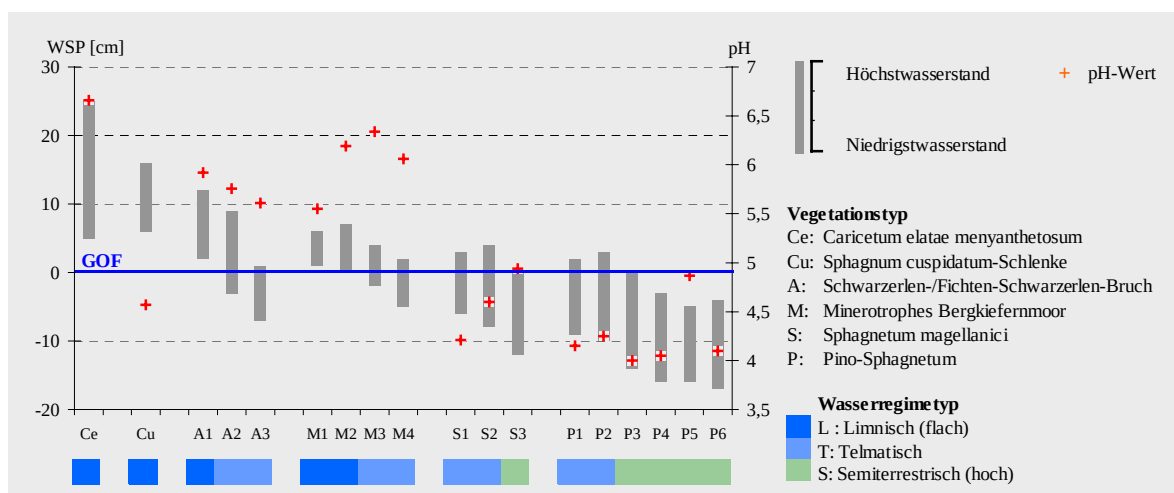


Abbildung 13: Höchst- und Tiefstwasserstände (Balken) minerotropen Bergkiefernmoore im Vergleich zu anderen Pflanzengesellschaften hydrologisch naturnaher Moorstandorte (zur Einstufung der Wasserregimenttypen vgl. Tabelle 4 S.32)

Obleich nur wenige Dauerbeobachtungen zum Moorwassersgang der minerotropen Bergkiefernmoore vorliegen, scheinen unter Einschluß der Geländeerfahrung - selbst in sommerlichen Trockenperioden wurde in allen vegetationskundlich aufgenommenen Beständen bei der Probenahme für die pH- und Leitfähigkeitsbestimmung hoch anstehendes Moorwasser festgestellt - folgende Merkmale für den Vegetationstyp charakteristisch:

- Die minerotropen Bergkiefernmoore sind überwiegend durch sehr hohe Grundwasserstände und geringe Schwankungsamplituden gekennzeichnet und gleichen damit in ihrem Wasserregime typischen Schlenken-Gesellschaften oder Fadenseggenrieden (vgl. Tabelle 21 S.162). Hohe Überstauungen und stark abfallende Wasserstände treten nicht auf, die Schwankungsamplitude dürfte im Bereich bis maximal 50 cm liegen. Hauptursache scheint bei vielen Beständen ein auch in Trockenzeiten noch vorhandener Wasserzuzug aus angrenzenden Moorteilen zu sein. Hierfür spricht jedenfalls die Lage der Bestände im Gelände (Lagg- und Muldensituationen) bzw. die durch Hangwasser oder aufsteigendes Grundwasser verursachte Quelligkeit.
- Die Nässegrenze der Gehölzfähigkeit liegt nach den Untersuchungen im Raum Murnau in ombrotropen Mooren bei einem Niedrigstwasserstand von etwa 15 cm unter Flur bzw. einem Mittelwert von oberhalb

10 cm uF. Bei höher liegenden Niedrigstwasserständen treten *Pinus mugo* und *Pinus rotundata* nur noch mit Zwergwuchs (Jahreszuwachs von 1–2 cm = 1–2 m in 100 Jahren) und geringer Deckung (< 25%) auf. Voraussetzung ist allerdings ein flächiges Vorliegen solcher Verhältnisse (Foto 11). Treten trockenere Bultflächen hinzu, so sind auch sehr nasse Standorte partiell gehölzfähig. Da minerotrophe Bergkiefernmoore nasser stehen können (vgl. auch die in Abbildung 13, S.42, dargestellten, sehr naß stehenden, dabei aber hochwüchsigen Schwarzerlen- und Fichten-Bruchwälder), kann hieraus die These abgeleitet werden, daß die Gehölzfähigkeit von Moorstandorten gleicher Nässe mit dem Nährstoffreichtum positiv korreliert ist. Mineralstoffreiche, produktive Moorstandorte wären bei gleicher Nässe danach gehölzfähiger (Jahreszuwachs und Wuchshöhe) als mineralstoffarme Moore.

4.2 Azidität und Basenreichtum

Die minerotropen Bergkiefernmoore sind eine Artengemeinschaft der Zwischen- und Übergangsmoore. Solche Moore sind i.d.R. durch einen kleinräumigen standörtlichen Wechsel gekennzeichnet. Im Extremfall treten dauerhaft überstaute, basenreiche Schlenken in unmittelbaren Kontakt zu hoch aufgewachsenen „Heidebulten“ auf, wobei Niveauunterschiede von bis zu 1 m erreicht werden. Stoffhaushaltlich gesehen liegen also grundsätzlich verschiedene Teilsysteme vor: Die Bulte sind Austragsstandorte, die nur bei extremen Hochwassersituationen eine Mineralstoffzufuhr erfahren können. Bei den Schlenken ist dagegen infolge lateraler Durchströmung, Überströmung oder aufsteigendem Quellwasser eine Nachlieferung von Mineralstoffen gegeben. Die Zwischenstufen, Teppichhorizont und unterer Bultbereich, dürften sich intermediär verhalten, Phasen der Auswaschung wechseln mit solchen der Zufuhr. In der Vertikalen läßt sich folglich eine Schichtung feststellen.

Als Beispiel sei ein kalziumsulfatreicher Druckwassermoorcomplex mit Schlenkenvegetation aus *Scorpidium scorpioides* und *Calliergon trifarium*, einer darüber erhöhte Stufe mit *Schoenus ferrugineus* und *Trichophorum cespitosum* und einer folgenden Bultstufe mit *Calluna vulgaris*, *Sphagnum capillifolium* und *Sphagnum magellanicum* angeführt (Klingert im Murnauer Moos, Foto 18). Pflanzensoziologisch liegt ein licht mit Bergkiefer bestockter Komplex aus *Scorpidio-Utricularietum*, *Primulo-Schoenetum scorpidietosum* und *typicum* und *Sphagnetum magellanici callunetosum* vor. In der Schlenke lag der pH-Wert leicht unter 8, im knapp 40 cm höheren Bult bei pH 3,7; absolut ein fast 20.000-facher Konzentrationsunterschied der H⁺-Ionen. Kapillare Nachlieferung von Basen kann also nicht vorliegen, so daß die schlecht gepufferten Bultstandorte bei hoher Humidität nach Aufbrauch des Karbonat-Puffersystems rasch versauern (kein bei tieferen pH-Werten kompensierendes Silikat-Puffersystem, vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984: 104ff, GROOTJANS 1985, ULRICH 1991). Im speziellen Fall scheint auch Versauerung durch mikrobielle Sulfatreduktion möglich (Beschleunigung des Versauerungsprozesses im Bultbereich durch H₂S-Ausgasung).

Vegetationstyp	n	pH				µS			
		Mittel	Max	Min	Stabw	Mittel	Max	Min	Stabw
Torfmoos-Heide (ombrotroph)	16	4,1	4,3	4,0	0,1	12	21	3	5
Sphagnetum magellanici (ombrotroph)	16	4,2	4,3	4,0	0,1	16	32	6	7
Pino-Sphagnetum (ombrotroph)	8	4,2	4,4	4,0	0,1	10	20	5	6
Sphagnetum magellanici (schw. minerotroph)	5	4,8	5,2	4,5	0,3	20	31	7	10
Minerotrophe Bergkiefernmoore	181	5,5	6,4	4,2	0,5	72	341	9	55
Rhynchosporium albae (mäßig basenreiche Ausbildung)	6	5,4	6,1	4,8	0,5	29	62	13	18
Caricetum lasiocarpae (arme bis basenreiche Ausbildung)	8	5,8	6,3	5,0	0,4	105	386	18	124
Drepanoclado-Trichophoretum	10	5,6	6,3	4,8	0,5	74	182	12	62
Primulo-Schoenetum scorpidietosum	1	6,9		-	-	512		-	-

Tabelle 5: Vergleich von pH und Leitfähigkeit (korr.) unterschiedlicher Vegetationstypen. Ombrotrophe Moore treten im süddeutschen Alpenvorland erst ab pH-Werten unter 4.3 auf (vgl. auch ZIMMERLI 1988, POSCHLOD 1990).

Die Artenzusammensetzung der minerotropen Bergkiefernmoore, einerseits mit Vorkommen azidophytischer Arten (*Sphagnum cuspidatum*), andererseits mit Beteiligung von Arten basenreicher Moore (*Scorpidium scorpioides*), läßt erwarten, daß ein weites Standortspektrum besiedelt wird. Die an Mischwasserproben durchgeführten pH- und Leitfähigkeits-Bestimmungen bestätigen dieses Bild. Die Amplitude reicht vom stark sauren Be-

reich (pH 4,3) fast bis an den Neutralpunkt (pH 6,4), bei der Leitfähigkeit von fast frei an gelösten Feststoffen ($9 \mu\text{S} \approx 6 \text{ mg/l}$ Abdampfrückstand, n. HÖLTING 1984) bis mäßig reich ($341 \mu\text{S} \approx 220 \text{ mg/l}$), wobei Leitfähigkeitswerte oberhalb von $100 \mu\text{S}$ selten - bei ca. 20% der Messungen - auftraten. Die Vergleichswerte in Tabelle 5 zeigen, daß die minerotrophen Bergkiefernmoore an die Verhältnisse in ombrotrophen Mooren anschließen, während im subneutralen Bereich nur bei einer Messung die Werte basenreicher, kalkoligotropher Quellmoore (z.B. *Primulo-Schoenetum scordietosum* in Tabelle 5) erreicht wurden.

Insgesamt streuen die gemessenen pH- und Leitfähigkeitswerte auch innerhalb der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore relativ weit (vgl. Abbildung 14). Eine Grenzziehung ist im pH Bereich 5.5 und bei Leitfähigkeitswerten um $50 \mu\text{S}$ möglich. Hier zeigt sich, daß die torfmoosreichen und laubmoosarmen Ausbildungen, die *Scheuchzeria*-Ausbildung (St, Sc) und die Typische Variante der Typischen Ausbildung (Tt), im sauren Bereich angesiedelt sind, während für die laubmoosreichen Typen (O, Tc, P) höhere Werte gemessen wurden (vgl. auch Abbildung 38c S.158). Hinzuweisen ist darauf, daß die ermittelten pH- und Leitfähigkeitswerte nur auf die tiefsten Geländepunkte (Schlenken- und Teppichhorizont), aber nicht auf die Bultbereiche bezogen werden dürfen, die im Rahmen stichprobenartiger Messungen pH-Werte um 4 aufwiesen. Daß die Bulte ein eigenes, den unteren Niveaustufen aufsitzendes System darstellen, zeigt sich deutlich in der Unabhängigkeit der azidophytischen Laubmoose und ombrotrophenten Torfmoose von den im Schlenkenbereich gemessenen pH-Werten. Über den gesamten Gradienten treten die Bultmoose mit annähernd gleicher Artenzahl auf.

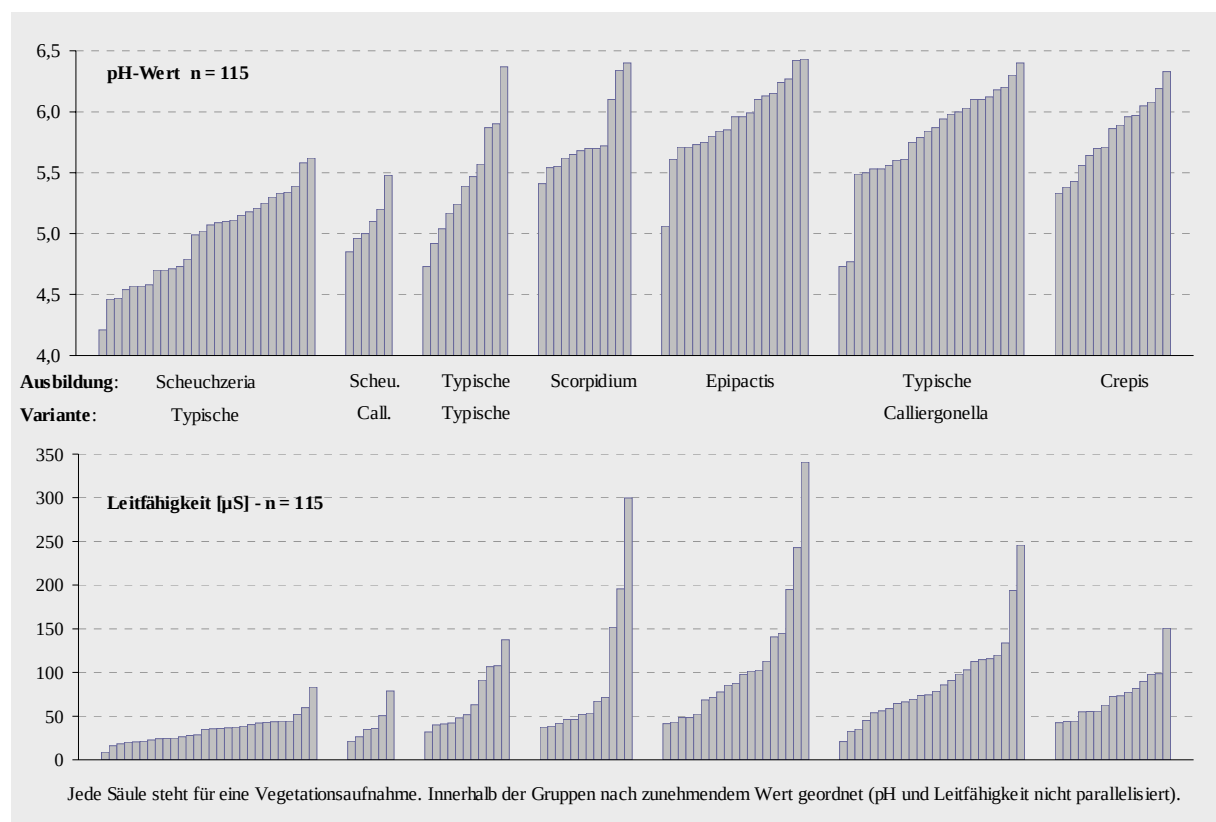


Abbildung 14: Leitfähigkeit (korrigiert) und pH-Wert der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore.

Eine deutliche Korrelation besteht erwartungsgemäß zwischen pH-Wert bzw. Basenreichtum und der Artenzahl insgesamt (Abbildung 15 S.45). Nicht über den pH-Wert oder die Konduktivität erklärt werden können dagegen die großen floristischen Unterschiede, die bei den Ausbildungen basenreicher Standorte zu verzeichnen sind. Warum bei gleich hohen pH- und Leitfähigkeitswerten und vergleichbarem Grundwassergang im einen Fall wenig produktive Bestände mit oligotraphenten Arten wie *Schoenus ferrugineus*, *Scorpidium scorpioides* oder *Tofieldia calyculata* entwickelt sind, im anderen Fall aber relativ produktive Bestände mit eutraphenten Arten wie

Caltha palustris, *Crepis paludosa*, *Knautia dipsacifolia*, *Valeriana dioica*, *Veratrum album* u.a. vorliegen, kann über den eingeschränkten standörtlichen Untersuchungsansatz nicht beantwortet werden. Ohne über weitere bodenchemische Daten zu verfügen, kann ein Erklärungsansatz nur in allgemeiner Form über die Art und Herkunft des Fremdwasserzuflusses entwickelt werden. Läßt man nur bei Spitzenhochwasser auftretende Überflutungsergebnisse außer Betracht, so sind für die minerotrophen Bergkiefernmoore drei qualitativ unterschiedliche Eintrittspfade zu nennen:

- ▶ Fremdwasserzufluß aus ombrotrophen Moorarealen oder aus dem Bereich rohhumusreicher Mineralbodenstandorte (Humus-Podsol, Podsol-Gley). Diese Form der Wasserbewegung ist für die braunmoosarmen Typen (*Scheuchzeria palustris*- und Typische Ausbildung) anzunehmen, die häufig in direktem Kontakt zu Regenwassermooren liegen.
- ▶ Zufluß von kalziumreichen, aber sonst nährstoff- und v.a. phosphatarmem Quellwasser (P-Komplexierung bei hohen pH-Werten, z.B. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984: 246). An solchen Moorstandorten sind die *Scorpidium*- und die *Epipactis palustris*-Ausbildung entwickelt.
- ▶ Zufluß von wahrscheinlich relativ nährstoffreichem Grund- und Oberflächenwasser aus angrenzenden Mineralböden. Insbesondere für die *Crepis paludosa*-Ausbildung, die überwiegend in der Nähe von Mineralbodenstandorten im Übergang zu wüchsigeren Erlen- und Fichten-Bruchwäldern ausgebildet ist, ist dieser Zuflußtyp wahrscheinlich. Anzunehmen ist für diese Gruppe auch ein höherer Mineralstoffgehalt der Torfe (mit Einfluß auf die Sorptionskapazität und das Puffervermögen).

Die Übergänge zwischen den Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore würden sich danach durch unterschiedliche Mischungs- und Schichtungsverhältnisse erklären. So wäre beispielsweise die Variante mit *Sphagnum papillosum* der *Scorpidium*-Ausbildung als primär durch basenreiches Quellwasser geprägte, aber unter zunehmendem Einfluß von dystrophen Zuzugswasser stehende Artenkombination zu erklären.

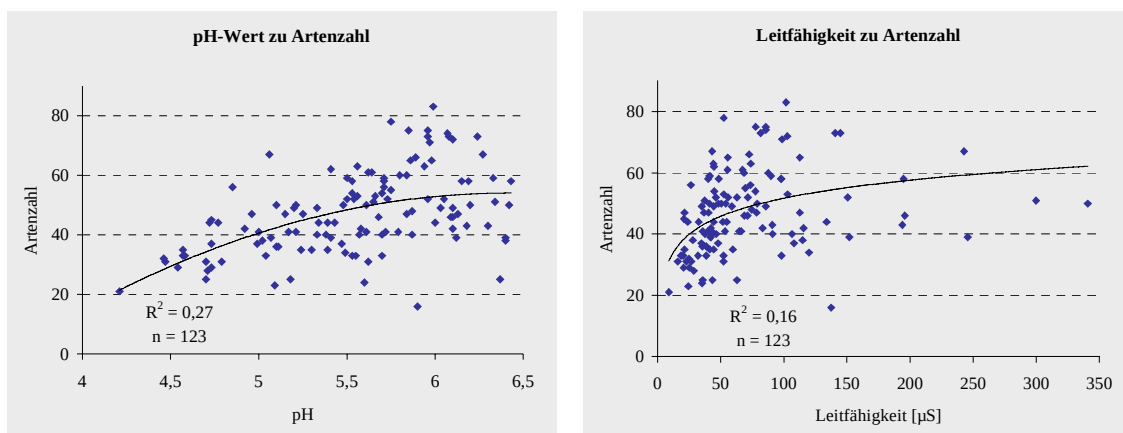


Abbildung 15: Beziehung zwischen pH-Wert bzw. Leitfähigkeit und Gesamtartenzahl

Erwartungsgemäß ergibt sich für eine größere Zahl an Arten eine deutliche Abhängigkeit bezüglich Vorkommensschwerpunkt (qualitativ und oft auch quantitativ) und pH-Wert. Einige Beziehungen sind in Abbildung 39 (S.159) für Arten mit unterschiedlichem Verhalten in Form von Summenhäufigkeiten dargestellt. Ihren Schwerpunkt im sauren Bereich haben *Scheuchzeria palustris* und *Sphagnum cuspidatum*, die stellvertretend für andere Arten der vom Moorwasser tangierten Stufen stehen (z.B. *Sphagnum fallax*, *Sphagnum papillosum*). Zur Gruppe der Azidophyten zählen auch viele im Bultbereich siedelnde Arten (z.B. *Pleurozium schreberi*, *Dicranum bergei*, *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum rubellum*, *Vaccinium myrtillus*), für die im Rahmen dieser Arbeit aber kaum pH-Bestimmungen durchgeführt wurden. Ihre Beschränkung auf saure Standorte, die z.T. physiologisch bedingt ist (vgl. die geringe, nicht/kaum aktivierbare Nitratreduktase-Aktivität von *Vaccinien* oder *Eriophorum vaginatum*, ROUTLEY 1972, STEWART et al. 1974) ist in der Literatur aber belegt (z.B. HÖLZER 1982, DIERSSEN

& DIERSSEN 1984, GIGNAC et al. 1991, MAST 1999). Zahlenmäßig die größere Gruppe stellen die Basenzeiger, die sich erst oberhalb von pH ca. 5.5 entfalten. Außer *Campylium stellatum*, *Scorpidium scorpioides* und *Tofieldia calyculata* (vgl. Abbildung 39 S.159) zeigen dieses Verhalten auch *Drepanocladus revolvens*, *Homalothecium nitens*, *Schoenus ferrugineus*, *Sphagnum warnstorffii* u.a. Eine größere Gruppe an Arten ist mit Ausnahme des sehr sauren Bereichs (< 5) innerhalb der minerotrophen Bergkiefernmoore gegenüber dem pH-Wert indifferent (z.B. *Calliergonella cuspidata*, *Sphagnum subsecundum*, *Sphagnum angustifolium*). In Bezug auf die pH-Amplitude stenök verhält sich im Aufnahmемaterial *Sphagnum platyphyllum* (vgl. Abbildung 39 S.159). Dieser Befund steht mit den eigenen Geländebeobachtungen (vgl. auch DIERSSEN & DIERSSEN 1984: 195, ZIMMERLI 1988: 86) in Mooren des Alpenvorlands im Einklang. Die Art scheint immer dann optimal entwickelt, wenn für das assoziierte *Scorpidium scorpioides* eine Grenzsituation (zum basenarmen) erreicht wird. Für diese Situation scheint auch *Drepanocladus exannulatus* typisch zu sein.

Insgesamt steht das Verhalten vieler Arten bezüglich pH- und Basenversorgung in Übereinstimmung mit Literaturangaben (z.B. GIES 1972, HÖLZER 1977, 1982, DIERSSEN 1982, DIERSSEN & DIERSSEN 1984: 195, ZIMMERLI 1988, GIGNAC et al. 1991), wobei bei den azidophytischen Arten aber z.T. etwas höhere Grenzwerte bzw. umgekehrt bei den Basenzeigern niedrigere Werte ermittelt wurden.

4.3 Produktivität der Feldschicht

Mit einer Spanne von ca. 15 bis 60 dt/ha geschätzter jährlicher Trockenmasse-Produktion handelt es sich bei den minerotrophen Bergkiefernmooren um eine in der Feldschicht wenig bis mäßig produktive, oligo- bis mesotrophe Lebensgemeinschaft (Abbildung 16, Schwellenwerte Tabelle 2 S.10). Die geringste Phytomasse-Produktion wird in der typischen Ausbildung mit *Scheuchzeria palustris* (S) erreicht (Tabelle 19 S.159). Für Dreiviertel der Aufnahmen dieser Ausbildung wurden Werte von unter 30 dt/ha J errechnet, wobei auf die Mooschicht ein Anteil von über 50% entfällt. Damit steht diese Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore den Zwergstrauch-Torfmoos-Kiefernwäldern stark saurer Moore nicht nur in floristischer, sondern auch in produktionsbiologischer Sicht nahe (vgl. TRACZYK 1967, WALTER & BRECKLE 1986). Eine sehr geringe Produktivität ergibt sich auch für die Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides*, für die die Höchstwerte bei 36 dt/ha J liegen (Tabelle 19 S.159). Alle anderen Ausbildungen liegen nach den Mittelwerten im unteren mesotrophen Bereich, wobei mit zunehmender Beteiligung eutraphenter Arten die geschätzte Produktivität wächst und in der Variante

nach *Calliergonella cuspidata* der typischen Ausbildung (Tc) und der Ausbildung mit *Crepis paludosa* (P) maximale Werte von knapp 60 dt/ha J erreicht. Nach dieser Schätzung vermitteln die an eutraphenten Arten reichen Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore also zu produktiven Formen des Erlenbruchs, für die TRACZYK (1967) Feldschicht-Produktivitätszahlen von ca. 100 dt/ha J angibt.

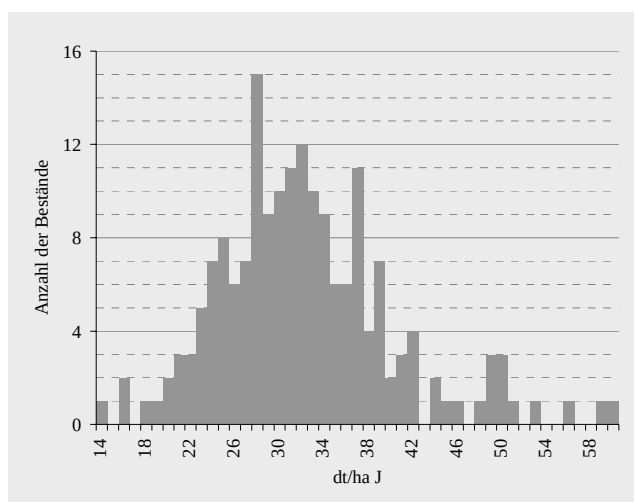


Abbildung 16: Produktivitätsspektrum der minerotrophen Bergkiefernmoore für die Feldschicht (Schätzung!)

5 Flora und Florenelemente

5.1 Florenelemente

Bisher wurden die minerotrophen Bergkiefernmoore aus soziologischer, struktureller und standörtlicher Sicht beleuchtet. Eigenheiten und charakteristische Züge ergeben sich aber auch aus arealkundlichem Blickwinkel, weil Arten unterschiedlicher Verbreitung in dieser Biozönose aufeinandertreffen. Im folgenden wird das chorologische Spektrum analysiert, wobei die Einstufungen zum Florenelement¹² von OBERDORFER (1994) - die differenzierteren Angaben von MEUSEL et al. (1965, 1979, 1992) werden dort zu Gruppen vereinigt - bzw. bei den Moosen von DÜLL & MEINUNGER (1989) und DÜLL (1994, 1994a) die Grundlage bilden. Da sich auch hieraus eine große Zahl an Arealtypen ergibt, werden diese in Anlehnung an WALTER u. STRAKA (1970: 278) zu Hauptgruppen zusammengefaßt. In stärker verallgemeinerter Form repräsentieren diese das in Europa entwickelte Florengelände von Nord nach Süd und von Ost nach West bzw. die durch die Gebirgszüge bedingte, vom Allgemeinklima abweichende Situation.

5.1.1 Alpides und präalpides Florenelement

Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt über der Waldgrenze der süd-, mittel- und osteuropäischen Hochgebirgszüge haben (**alpides Florenelement**) und mit Vorposten auch in tieferen Lagen des Alpenvorlands auftreten (dealpine Arten sensu BRESINSKY, 1965), spielen in den minerotrophen Bergkiefernmooren mit einem Anteil von unter 2% anzahlmäßig keine bedeutende Rolle. Wie die Vertreter des präalpiden Florenelements sind die nachgewiesenen Arten *Aster bellidiastrum*, *Bartsia alpina*, *Pinguicula alpina*, *Rhododendron hirsutum* und *Sesleria albicans*, von denen das Alpen-Fettkraut und der Alpenhelm eine arktisch-alpine Verbreitung haben, für Bergkiefernmoore der *Scorpidium scorpioides*- und *Epipactis palustris*-Ausbildung bezeichnend. Das Vorkommen der Behaarten Alpenrose (*Rhododendron hirsutum*) in Bergkiefernmooren des Alpenvorlands ist eher untypisch, jedenfalls selten, und erklärt sich im Falle der Vegetationsaufnahme durch den unmittelbaren Kontakt zu Felsbiotopen (Pfrühlmoos/GAP).

Vereinzelte wurde/wird *Rhododendron hirsutum* auch aus Mooren des Alpenvorlands angegeben (z.B. PAUL 1910: 168, vgl. auch *Rhododendron ferrugineum*, dessen alpenferne Moorkommen z.T. als eiszeitliche Reliktfundorte gedeutet werden, STRAKA 1970: 376). Im Murnauer Moos bestehen zwei Vorkommen in beerstrauchreichen, sauer-oligotrophen Bergkiefernmooren, die im Kontakt zu druckwasserbeeinflussten, basenreichen Mooren liegen. Standörtlich existiert dort also eine ähnliche Situation (von basenreichem Wasser unterlagerte Sauerorte) wie auf Tangelrendzina-Standorten. Auffallend und bezeichnend ist auch, daß *Rhododendron hirsutum* hier von *Polygala chamaebuxus* und *Erica herbacea* begleitet wird.



Abbildung 17: Areal von *Schoenus ferrugineus* als Beispiel einer präalpiden Art mit Teilarealen in der borealen Zone (aus MEUSEL et al. 1965).

¹² Im Sinne von MEUSEL et al. (1965: 27) die Hauptverbreitung einer Art, bezogen auf die pflanzengeographische Gliederung der Erde (Florenregionen, -provinzen, -bezirke).

Präalpide Arten haben ihre Hauptverbreitung in der montanen und hochmontanen Stufe im Umkreis der süd-, mittel- und osteuropäischen Hochgebirge; in der subalpinen Stufe und höheren Lagen treten sie nicht mehr auf. Die zahlenmäßige Bedeutung dieser Gruppe ist mit einem Anteil von fast 7% schon größer. Wichtigster Vertreter ist die Bergkiefer (*Pinus rotundata*), die ein für Arten dieses Florenelements typisches Arealbild zeigt (vgl. Abbildung 3 S.12). In ihrer Biotopbindung sind bei den im Aufnahmемaterial vertretenen präalpiden Arten im wesentlichen zwei Gruppen zu unterscheiden. Zum einen Arten vor allem basenreicher Kleinseggenriede, wie *Calycocorsus stipitatus*, *Carex davalliana*, *Schoenus ferrugineus*, *Swertia perennis* oder *Tofieldia calyculata*, wobei der Kronenlattich und die Simsenlilie auch zum alpiden Florenelement gerechnet werden könnten. In den minerotrophen Bergkiefernmooren sind diese Arten für die *Scorpidium scorpioides*- und *Epipactis palustris*-Ausbildung charakteristisch. Die zweite Gruppe baut sich aus meso- bis eutraphenten, mehr oder weniger streng an Sumpfwälder und Hochstaudenfluren der montanen Stufe gebundene Arten auf. Als Vertreter zu nennen sind *Chaerophyllum hirsutum*, *Cirsium rivulare*, *Gentiana asclepiadea*, *Knautia dipsacifolia* oder *Veratrum album*, also Arten, die schwerpunktmäßig in der *Crepis paludosa*-Ausbildung vorkommen.

5.1.2 Arktisches und boreales Florenelement, Glazialrelikte

Während die Anzahl der Arten des **arktischen** Florenelements, also von Vertretern der baumfreien Flechten- und Zwergstrauch-Tundra der nördlichen Breiten oder der südlich daran anschließenden Parktundra (subarktisch), mit 14 Arten vergleichsweise gering ist, sind sie am Aufbau der minerotrophen Bergkiefernmoore insgesamt mit hoher Stetigkeit beteiligt und stehen in dieser Hinsicht sogar an erster Stelle. Folgende Arten wurden angetroffen: *Betula nana*, *Calliergon trifarium*, *Carex chordorrhiza*, *Carex dioica*, *Carex pauciflora*, *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Fissidens osmundoides*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Menyanthes trifoliata*, *Polygonum viviparum*, *Trichophorum cespitosum* und *Vaccinium uliginosum*. Ähnlich wie bei den borealen Arten sind auch die arktischen in der Mehrzahl nicht auf bestimmte Ausbildungen beschränkt, sondern kennzeichnen die minerotrophen Bergkiefernmoore in ihrer Gesamtheit.

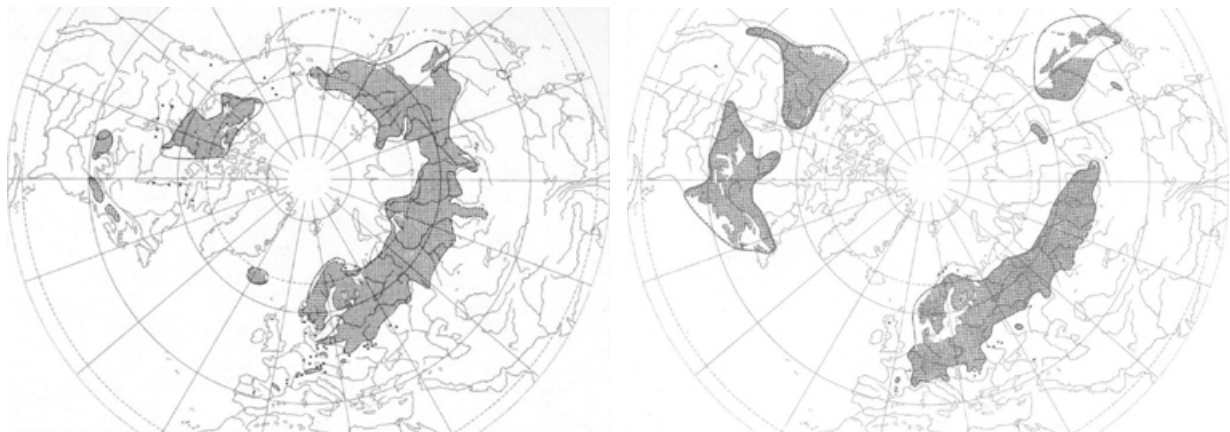


Abbildung 18: Areal von *Carex chordorrhiza* (links) und *Scheuchzeria palustris* (rechts) als Vertreter des (sub)arktischen-borealen bzw. borealen Florenelements (aus MEUSEL et al. 1965).

Für die Artenverbindung minerotrophes Bergkiefernmoor sehr charakteristisch sind die Arten des **borealen** Nadelwaldgebiets, die in großer Zahl bei hoher Stetigkeit und mit großem Abstand zu den eurasiatischen Arten auftreten. Ihrem Hauptverbreitungsgebiet entsprechend handelt es sich dabei vorwiegend um oligo- und mesotraphente Arten der Moore. Von den zahlreichen Sippen, die teils boreal-kontinental, teils boreal-subozeanisch verbreitet sind, seien z.B. folgende genannt:

Andromeda polifolia, *Aulacomnium palustre*, *Betula humilis*, *Campylium stellatum*, *Carex lasiocarpa*, *Carex limosa*, *Carex nigra*, *Cinclidium stygium*, *Drepanocladus revolvens*, *Drepanocladus vernicosus*, *Hammarbya paludosa*, *Homalothecium nitens*, *Juncus stygius*, *Meesia triquetra*, *Picea abies*, *Polytrichum strictum*, *Potentilla palustris*, *Rhynchospora alba*, *Salix myrtilloides*, *Scheuchze-*

ria palustris, *Scorpidium scorpioides*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum majus*, *Sphagnum platyphyllum*, *Sphagnum subsecundum*, *Sphagnum teres*, *Sphagnum warnstorffii*, *Vaccinium oxycoccus*.

Von den genannten nordischen Arten werden Strauchbirke (*Betula humilis*), Zwergbirke (*Betula nana*, zur Arealentwicklung vgl. LANG 1994: 304ff), Moor-Binse (*Juncus stygius*), Heidelbeerweide (*Salix myrtilloides*) und Moor-Steinbrech (*Saxifraga hirculus*) sowie bei den Moosen *Calliergon trifarium*, *Cinclidium stygium* und *Meesia triquetra* aufgrund der geringen Größe des Teilareals, der zeitlichen Kontinuität des Vorkommens bei regressivem Verhalten und dem Ausmaß der Arealdisjunktion für Mitteleuropa als **Glazialrelikte** gewertet (nach WANGERIN, 1932, zit. in WALTER u. STRAKA, 1970: 375 bzw. HERZOG, 1926: 253).

5.1.3 Mitteleuropäisch-eurasiatisches Florenelement

Anteilmäßig haben Vertreter des eurasiatischen Florenelements, also der mit zunehmender Kontinentalität in Europa nach Osten auskeilenden Laubwaldregion, die größte Bedeutung. Da in den mittleren Breiten Europas weniger das Nord-Süd-Gefälle als vielmehr der Ozeanitäts-Kontinentalitäts-Gradient von West nach Ost für die Arealausbildung entscheidend ist, sind verschiedene Arealbilder zu unterscheiden. Über ein Drittel der in den minerotrophen Bergkiefernmooren auftretenden Arten dieser Gruppe entfällt auf solche, die auch in Nordeuropa (bzw. nordisch-circumpolar) verbreitet sind, arealgeographisch also zwischen den borealen und den eurasiatischen Arten stehen. Vertreter des nordisch-eurasiatischen Florenelements sind z.B.:

Calluna vulgaris, *Caltha palustris*, *Carex echinata*, *Cirsium palustre*, *Crepis paludosa*, *Drosera rotundifolia*, *Equisetum fluviatile*, *Equisetum palustre*, *Eriophorum latifolium*, *Frangula alnus*, *Galium palustre*, *Molinia caerulea*, *Parnassia palustris*, *Peucedanum palustre*, *Polygonum bistorta* und *Vaccinium vitis-idaea*.

Zahlenmäßig der größte Anteil (ca. 2/3) entfällt auf Arten rein eurasiatischer, eurasiatisch-kontinentaler und eurasiatisch-subozeanischer Verbreitung, die das Verbreitungsbild der europäischen Laubwaldregion nachzeichnen. Hierher gehören z.B.:

Alnus glutinosa, *Carex elongata*, *Carex panicea*, *Daphne mezereum*, *Dryopteris carthusiana*, *Epipactis helleborine*, *Epipactis palustris*, *Juncus effusus*, *Lysimachia vulgaris*, *Paris quadrifolia*, *Rhizomnium punctatum*, *Salix repens*, *Sanguisorba officinalis*, *Sphagnum papillosum* und *Succisa pratensis*.

Bedeutungsmäßig sind die Vertreter dieser Gruppe weit hinter den nordisch-eurasiatischen Arten einzuordnen, die trotz geringerer Zahl eine deutlich höhere Gesamtstetigkeit haben. Auch hier zeigt sich also die große Bedeutung des nordischen Florenelements am Aufbau der minerotrophen Bergkiefernmoore.



Abbildung 19: Areal von *Crepis paludosa* (links) und *Alnus glutinosa* (rechts) als Beispiel einer boreal-eurasiatischen und einer eurasiatisch-subozeanisch Verbreitung (aus MEUSEL et al. 1965, 1992).

5.1.4 Subatlantisches Florenelement

Mit knapp 8% ist der Anteil an Arten mit west- und mitteleuropäisch-nördlicher Verbreitung gering. Die Mehrzahl der Arten dieses Florenelements hat in den minerotrophen Bergkiefernmooren zufälligen Charakter (z.B. *Carex sylvatica*, *Corylus avellana*, *Holcus lanatus*, *Primula elatior*, *Senecio fuchsii*). Unter den Arten, die höhere Stetigkeit erreichen, dominieren Vertreter produktiver Lebensgemeinschaften (*Ajuga reptans*, *Carex elata*, *Carex remota*, *Lysimachia nemorum*, *Riccardia chamaedryfolia*, *Trichocolea tomentella*, *Valeriana dioica*). Dementsprechend liegt ihr Schwerpunkt in den an eutraphenten Arten reichen Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore (Tc, P), wo sie den Übergang zu den Schwarzerlen-Bruchwäldern markieren. Abbildung 20 (S.51) zeigt, daß dieser Befund verallgemeinert werden darf: Die Moorwälder der Berg- und Waldkiefer sind Artengemeinschaften nordischer (präalpider) Prägung, die Bruchwälder der Schwarzerle dagegen subatlantisch-eurasiatischer. Für die in Süddeutschland kaum untersuchten minerotrophen Fichten-Moorwälder ist eine Zwischenstellung anzunehmen.

5.1.5 Submediterranes Florenelement

Wie im Bereich alpennaher Moore nicht anders zu erwarten, haben Arten mit schwerpunktmäßiger Verbreitung in der submeridionalen Zone keine größere Bedeutung für den Aufbau der durch nordische und eurasiatische Sippen geprägten Moorbiozöosen. Für die minerotrophen Bergkiefernmoore sind nur wenige Arten zu nennen: *Berberis vulgaris*, *Cephalanthera damasonium*, *Cladium mariscus*, *Sorbus aria*, *Tetragonolobus maritimus* und *Viburnum lantana*. Das Verbreitungsbild dieser Arten ist mit schwerpunktmäßig westeuropäischem Vorkommen in ozeanisch, subozeanisch und mediterranen Gebieten ähnlich, wobei *Berberis vulgaris*, *Tetragonolobus maritimus* und *Viburnum lantana* weiter nach Osten ausgreifen. Keine Art erreicht in den minerotrophen Bergkiefernmooren nennenswerte Stetigkeit; die Vorkommen sind z.T. von zufälligem Charakter (*Viburnum lantana*, *Tetragonolobus maritimus*) oder finden ihre Erklärung in der lokalen Situation. Als Matrixart und für das Verständnis der Sukzession in Mooren bedeutsam ist aber *Cladium mariscus*, dessen Bestände bei einsetzender Torfmoos-Besiedlung *Pinus mugo*-fähig sein können (vgl. S. 25).

5.2 Chorologisches Spektrum

In ihrem Arealtypenspektrum sind die minerotrophen Bergkiefernmoore uneinheitlich. Deutliche Unterschiede bestehen zwischen den Ausbildungen mit geringem Anteil an eutraphenten Arten und den Ausbildungen mit starker Präsenz dieser. Während im ersten Fall der Anteil der Arten des arktischen und borealen Florenelements am Gesamtartenspektrum im Bereich von 40 bis 50% liegt, entfallen in der *Crepis paludosa*-Ausbildung (P) nur wenig über 20% auf diese Gruppe (vgl. Tabelle 22 und Abbildung 41 S.163). Absolut sind die Unterschiede weniger deutlich. Allerdings ist hier zu beachten, daß die Präsenz arktisch-borealer Arten in den produktiveren Ausbildungen abnimmt, so daß sich die verwandtschaftliche Beziehung vor allem der *Crepis paludosa*-Ausbildung zu den Bruchwäldern nicht nur in soziologischer, trophischer und struktureller, sondern auch in chorologischer Hinsicht manifestiert. Unterschiedlich ist auch die Rolle der alpiden und präalpiden Arten, die in den eutraphenten Ausbildungen (E, Tc, P) absolut und prozentual eine größere Bedeutung haben. Besonders deutlich ist dies bei der *Epipactis palustris*-Ausbildung, die vom Arealtypenspektrum her den deutlichsten präalpiden Charakter hat und insgesamt als präalpid-nordischer Moorwaldtyp bezeichnet werden kann. Vergleichbares gilt zwar auch für die beiden anderen Ausbildungen, doch besitzen die hier vertretenen präalpiden Arten, die im Gegensatz zu den Arten basenreich-oligotropher Quellmoore der *Epipactis palustris*-Ausbildung Hochstaudenfluren entstammen, im Umland der zentraleuropäischen Gebirge eine weitere Verbreitung (vgl. z.B. die Areale von *Schoenus ferrugineus*, mit enger Bindung, und *Chaerophyllum hirsutum*, mit sehr lockerer Bindung).

Aufschlußreich ist der Vergleich der minerotrophen Bergkiefernmoore mit den Bergkiefernmooren saueroligotropher Standorte und den Schwarzerlen-Bruchwäldern (vgl. Abbildung 20), weil auch hier die Zwischenstellung der minerotrophen Bergkiefernmoore deutlich wird. Vom Arealtypenspektrum her besteht zwischen Pino-Sphagnetum und minerotrophem Bergkiefernmoor, beide mit sehr starker bis starker nordischer Prägung,

größere Ähnlichkeit als zu den Erlen-Bruchwäldern, denen nordische Arten weitgehend fehlen. Entsprechendes gilt auch für die subboreale Rasse dieser Bruchwälder. Hier erreichen nordische Arten zwar höhere Anteile, Vertreter des eurasiatischen Florenelements überwiegen aber noch deutlich (vgl. Aufnahmen bei SOLINSKA-GÓRNI-CKA 1987).

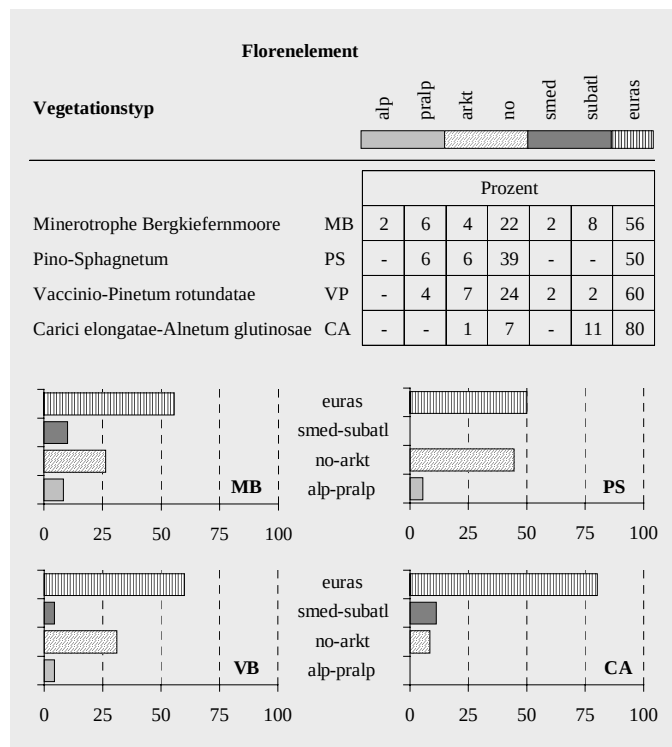


Abbildung 20: Chorologischer Vergleich der Bergkiefernmoore oligotroph-saurer Moore und des Carici elongatae-Alnetum Nordwestdeutschlands mit den minerotrophen Bergkiefernmooren (nach Aufnahmen von NEUHÄUSEL, 1972, DÖRING-MEDERAKE, 1991, OBERDORFER, 1992).

5.3 Zur Frage des Primärlebensraums

Vergleicht man die Artenvielfalt der für Mitteleuropa angegebenen Naßwald-Gesellschaften mit derjenigen offener Moor- und Feuchtgebietslebensräume, so fällt auf, daß die in der mitteleuropäischen pflanzensoziologischen Systematik berücksichtigten Moor- und Bruchwaldtypen nur einer relativ begrenzten Zahl an Arten Lebensraum bieten. Die Mehrzahl der in gehölzfreien Vegetationseinheiten anzutreffenden Arten ist hier nicht vertreten.

Überschlägig ergibt sich folgende Bilanz: Aus der Zusammenstellung von NEUHÄUSEL (1972) errechnet sich für die Kiefern-Moorwälder basenarm-saurer Torfe (Pino-Sphagnetum, Vaccinio uliginosi Pinetum sylvestris) eine Gefäßpflanzenzahl von unter 40 (bei 525 Vegetationsaufnahmen). Auch bei Berücksichtigung der nicht durch minerotrophente Arten geprägten Moorbirken und Fichten-Moorwälder (Vaccinio-Betuletum pubescentis, Bazzanio-Picceetum vaccinietosum uliginosi) dürfte die Artenzahl kaum höher liegen, weil diese Vegetationstypen vorgenannten Kiefern-Moorwald-Assoziationen floristisch weitgehend entsprechen.

Für die Schwarzerlen-Bruchwälder (Carici elongatae-Alnetum) des mitteleuropäischen Tieflands (und westlich bzw. östlich angrenzende Gebiete) liegen umfangreiche Übersichten von SOLINSKA-GÓRNI-CKA (1987, 1146 Aufnahmen) und DÖRING-MEDERAKE (1991, 4178 Aufnahmen) vor. Aus den Stetigkeitstabellen ergibt sich eine Zahl von ca. 125 Arten (Gefäßpflanzen). Dabei ist zu berücksichtigen, daß Arten mit geringer Stetigkeit in diesen Tabellen nicht genannt werden, so daß die Gesamtartenzahl nur geschätzt werden kann. Unter Berücksichtigung der Angaben bei KORNECK & SUKOPP (1988: 113) dürfte diese bei Alnetea glutinosae Gesellschaften bei höchstens ca. 200 Arten liegen.

Diesen insgesamt 240 Arten (200 Bruch- und 40 Moorwaldarten) stehen auf Seite der Offenlandvegetation ca. 600 bis 650 Arten gegenüber, die nach Angaben von KORNECK & SUKOPP (1988: 113) in Mooren, Verlandungsbereichen eutropher Gewässer und Feuchtwiesen Haupt- und Nebenvorkommen haben. Da die 240 Naßwaldarten Teilmenge der Offenlandarten sind - von wenigen Ausnahmen abgesehen (nach KORNECK & SUKOPP *Carex elongata*, *Carex laevigata*, *Glyceria nemoralis*, *Matteuccia struthiopteris*, *Osmunda regalis*, *Ribes nigrum* und einige Weidenarten) treten sie auch im Offenland auf - ergibt sich für ca. 400 Arten, das sind über 60%, nach der Literatur eine Beschränkung auf Nichtwald-Lebensräume.

Gleichzeitig zeigen Photodokumentation, Karten- und Luftbildvergleiche, daß viele Moore Süddeutschlands als Folge der Aufgabe extensiver Nutzungsweise innerhalb der vergangenen 50 bis 100 Jahre einem weiterhin wärenden Bewaldungsprozeß unterlagen (vgl. Abbildung 25 S.85). Pegelbeobachtungen innerhalb einer für Süd-

deutschland repräsentativen Moorlandschaft (Murnauer Moos, Staffelseegebiet, siehe Kapitel 4.1) lassen erwarten, daß bei unterstellter Aufgabe der Nutzung (Pflege) nur ein geringer Anteil der Moorflächen ihren offenen Status beibehalten werden.

Die geschilderte Situation - vergleichsweise geringe Artendiversität auf Seite der Naßwaldvegetation, hohe im Bereich der gehölzfreien, offenen Moorökosysteme - könnten zu der in der naturschutzfachlichen Diskussion nicht selten anzutreffenden These veranlassen, daß im Zuge des Wechsels vom Offenland zur Naßwaldvegetation sehr starke Artenverschiebungen zu verzeichnen sind, wie sie z.T. auch aus vegetationskundlichen Sukzessionsprognosen abgeleitet werden können (z.B. ZOBRIST 1935: 67¹³, VOLLMAR 1947, BRAUN 1968: 103). Das Beispiel der minerotropen Bergkiefernmoore kann hingegen zu einem differenzierteren Bild führen, weil hier - im übrigen genauso wie im Bereich extrazonaler Waldgesellschaften (Schneeheide-Kiefernwälder, vgl. HÖLZEL et al. 1996, Quercetalia pubescentis- und Carpinion-Wäldern) - Arten mit oft hoher Konstanz angetroffen werden, die vielfach nur aus dem Offenlandbereich angegeben werden. Sehr häufig gelten diese Arten dann auch als Voll-Lichtpflanzen oder Lichtpflanzen (vgl. ELLENBERG 1991 und DÜLL in ELLENBERG 1991).

Insgesamt stellt sich also die vor allem aus Sicht des planenden Naturschutzes vielfach ungelöste Frage, wo die natürlichen Lebensräume der naturraumtypischen und hier zunächst der gefährdeten Arten liegen bzw. wie diese aussehen. Generell ist zu dieser Thematik festzustellen, daß erhebliche Kenntnislücken klaffen, deren Abbau durch diesbezügliche Forschung bislang kaum zu erkennen ist, weil im Zentrum der meisten Arbeiten zur Sukzession die Regeneration kulturbetonter Artengemeinschaften (aus Brachen, aus intensivierten Beständen) steht, während die Wirkung progressiver Sukzession auf die Flora der Moore seltener Gegenstand der Biodiversitätsforschung war und ist. Aus diesem Grund kann das Themenfeld im Rahmen dieser Arbeit nur grob angeschnitten werden und soll auf die Frage "Welchen Beitrag können Naßwaldkomplexe für den floristischen Artenschutz leisten?" fokussiert werden. Im Vordergrund der folgenden Darstellung steht die These, daß solche Vegetationskomplexe einen ganz wesentlichen, nicht nur momentanen Beitrag zum Schutz von moor- und feuchtgebietspezifischen Arten leisten können und die verbreitete Annahme starker und extremer floristischer Veränderungen (Verarmung, vgl. z.B. BRIEMLE 1980: 242, BRÄU in QUINGER et al 1995: 224) im Zuge der Gehölzsukzession auf vormaligen Offenlandflächen, auf die sich Pflegeeingriffe oft gründen, nicht durchgängig Gültigkeit besitzt, im Moorbereich auf jeden Fall viel stärker hinterfragt werden muß. Das gleiche gilt im übrigen auch für einige in der Literatur angenommene Sukzessionsfolgen (vgl. z.B. das von BRAUN, 1968, entwickelte Modell zur Sukzession des Caricion davallianae, s.a. GÖRS in OBERDORFER 1977), auf die in vegetationskundlichen Lehrbüchern nicht selten verwiesen wird.

Natürlich kann die Frage, ob es sich bei den nicht aus Wäldern über Vegetationsaufnahmen belegten Arten um obligate oder fakultative Offenlandarten handelt (die oben erwähnten 60% der Moor- und Feuchtgebietsflora), in dieser Arbeit im Grunde nur aufgeworfen werden, weil für die Beantwortung weder der Untersuchungsumfang noch die Beobachtungsdauer ausreichen und solche Betrachtungen nur auf artspezifischer Ebene erfolgen können. Im Sinne einer Annäherung kann aber die Beziehung zwischen Artvorkommen innerhalb der minerotropen Bergkiefernmoore und dem Überschirmungsgrad herausgearbeitet werden.

Die Hauptursache dafür, daß die Kenntnis zum natürlichen Lebensraum vieler Arten in Mitteleuropa sehr bruchstückhaft ist, liegt u.E. darin, daß extensive, aber flächenintensive Nutzungen über Jahrhunderte die Lebensraumvielfalt prägten und selbstregulierte, naturnahe Biozönosen noch Anfang dieses Jahrhunderts in den Moor- und Feuchtgebietslandschaften des Alpenvorlands wohl fast vollständig fehlten. Selbst Luftbilder aus den 1950'er Jahren lassen erahnen, daß weithin baumlose Landschaften existierten. Da ein Großteil der Erkenntnisse zum soziologischen Verhalten der Arten aus dieser Zeit - Anfang bis Mitte des 20. Jahrhunderts - stammt, verwundert es nicht, daß diese oft nur Teilgültigkeit besitzen. Die im Alpenvorland nach Aufgabe extensiver Nutzungsformen einsetzende Vegetationsentwicklung, die in punkto möglicher Moor- und Bruchwalddiversität bei weitem noch nicht abgeschlossen sein dürfte, paläosoziologische Untersuchungen und Großreanalysen in Torfen (z.B. GROSSE-BRAUCKMANN 1985), in der Literatur sehr vereinzelt zu findende Angaben "außergewöhnlicher" Artvorkommen in Naßwäldern (z.B. die Lebensraumangabe von PAUL für *Saxifraga hirculus* in Bruchwaldblößen, 1910 S.174) und in Teilen auf die süddeutsche Verhältnisse übertragbare Vegetationsbeschreibungen aus Nordeuropa und dem Baltikum sprechen hingegen für eine floristisch potentiell vielfältige Moor- und Bruchwaldvegetation.

¹³ hier Sukzession vom Schoenetum nigricantis über Schoenetum ferruginei und *Frangula-Salix cinerea*-Busch zum *Alnus glutinosa*-Wald. Diese Sukzessionslinie würde zu vollständigem Arten-turnover führen.

5.3.1 Artenspektrum in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad

Viele der in minerotropen Bergkiefernmooren nachgewiesenen Arten gelten nach ihrem Zeigerwert als Voll-Lichtpflanzen und Lichtpflanzen (vgl. ELLENBERG, 1991, DÜLL in ELLENBERG, 1991). So erklärt sich, daß die mittlere, ungewichtete Lichtzahl über alle Vegetationsaufnahmen mit einem Wert über 7 sehr hoch liegt (vgl. Abbildung 21 S.53). Ähnlich hohe Zahlen gibt auch HÖLZEL (1996a: 94) für Schneeheide-Kiefernwälder an. Für viele Arten der minerotropen Bergkiefernmoore werden in der mitteleuropäischen vegetationskundlichen Literatur zudem allein Offenland-Lebensräume genannt, auf das Vorkommen in Gehölzbiozönosen wird nicht oder selten hingewiesen. Darüber hinaus wird für einige dieser Arten als Ursache des Artenrückgangs die Aufgabe der Nutzung von Extensivgrünland, Seggenrieden und Heiden mit nachfolgender Verbuschung und Wiederbewaldung angeführt (z.B. für *Carex davalliana*, *Epipactis palustris*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Tofieldia calyculata*; vgl. KORNECK und SUKOPP, 1988 S.134). Da die Zahl der (tatsächlichen oder vermeintlichen) Offenlandarten der minerotropen Bergkiefernmoore sehr groß ist, wird im folgenden die Beziehung zwischen dem Vorkommen der Arten und dem Überschirmungsgrad (Gehölzdeckung) überprüft. Hierzu werden 4 Deckungsklassen gebildet (licht: bis 35% Gehölzdeckung, mäßig licht: 35-50%, mäßig geschlossen: 50-75%, geschlossen: >75%). Zu beachten ist, daß über diese Auswertungsmethode nur Tendenzen aufgezeigt werden können, weil die Deckungsschätzung über die Gesamtaufnahme fläche, also nicht am jeweiligen Wuchsort der betreffenden Art erfolgte.

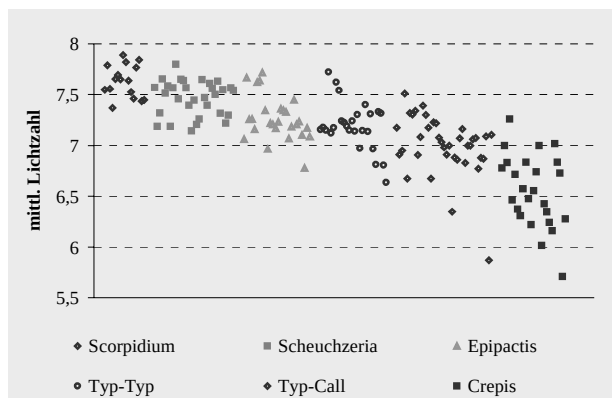


Abbildung 21: Mittlere Lichtzahl (ungewichtet) der Einzelbestände gruppiert nach der Zugehörigkeit zur jeweiligen Ausbildung. Die hohen Werte erklären sich durch den großen Anteil (tatsächlicher oder vermeintlicher) Offenlandarten.

Knapp 20% der in den Vegetationsaufnahmen nachgewiesenen Arten haben ihren Schwerpunkt in lichten bis mäßig lichten Beständen und greifen mit maximal 10% ihrer Vorkommen auf mäßig geschlossene Bestände über (vgl. hier wie im folgenden Tabelle 6 S.54). Dabei handelt es sich größtenteils um Arten nasser Schlenken (Rhynchosporion) und basenreicher Kleinseggenriede (Caricion davallianae), wie *Dactylorhiza traunsteineri*, *Parnassia palustris*, *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus*, *Tofieldia calyculata* oder *Trichophorum alpinum*. Insgesamt zeigt sich, daß diese als Voll-Licht- oder Licht-Pflanzen eingestuft (Lichtzahl 9 und 8) auch noch bei mäßiger Gehölzdeckung - und zwar durchgehend vital - vorkommen können, demnach nicht allein auf Lebensgemeinschaften des Offenlands beschränkt sind.

Die zweite Artengruppe hat ihren Schwerpunkt in mäßig lichten minerotropen Bergkiefernmooren, wobei die Arten aber mit größerer Präsenz (ca. 20%) auch noch in mäßig geschlossenen Beständen anzutreffen sind. Auch hier findet sich noch eine größere Zahl an sogenannten Voll-Licht- und Lichtpflanzen (49 Arten oder knapp 15% aller Feldschicht-Arten).

Die dritte Gruppe ist durch Arten gekennzeichnet, die bereits in größerem Umfang auf mäßig geschlossene und geschlossene Bestände übergreifen. Auch hier treten immerhin noch 19 Arten mit Lichtzahl 9 oder 8 auf (z.B. *Agrostis canina*, *Calliergonella cuspidata*, *Carex appropinquata*, *Carex elata*, *Potentilla palustris*, *Sphagnum teres*). Eigene Beobachtungen wie auch Literaturangaben zum Vorkommen der aufgeführten Arten in dichtstehenden, schattigen Naßwäldern zeigen aber, daß die Lichtzahl-Einstufungen zu korrigieren sind (vgl. z.B. für *Agrostis canina* oder *Carex elata* die Baumschichtdeckung bei DÖRING-MEDERAKE 1991, Tab. A1a u. 1b). In verstärktem Maße gilt dies für die Moose, deren hohe Lichtzahl vielfach überhaupt nicht mit dem Vorkommensbereich der Arten in Einklang steht (vgl. z.B. *Sphagnum magellanicum* mit Lichtzahl 9, das aber auch in ganzjährig(!) dunklen Fichten-Naßwäldern deckungsstark vertreten sein kann).

Arten, die ihr Schwerpunkt vorkommen in geschlossenen Gehölzbeständen haben, sind in den minerotropen Bergkiefernmooren selten (weniger als 10% der Artenzahl, sehr geringe Stetigkeit). Hier markieren sie den Übergang zu Schwarzerlen- und Fichten-Bruchwäldern, zeigen also eine deutliche Bindung an die *Crepis paludosa*-Ausbildung der minerotropen Bergkiefernmoore (z.B. *Calypogeia azurea*, *Luzula pilosa*, *Primula elatior*, *Rubus saxatilis*, *Trichocolea tomentella*).

Die Zusammenstellung in Tabelle 6 zeigt, daß eine große Zahl an Arten vermeintlich hohen Lichtbedarfs selbst in stark überschirmte Bergkiefernmoore vordringt. Dabei stehen die Befunde in Übereinstimmung mit Angaben aus minerotropen Moorwäldern und Bruchwäldern Nordeuropas (z.B. HEIKURAINEN 1953, RUUHJÄRVI 1960) und Großrestanalysen holzhaltiger Torfe (z.B. GROSSE-BRAUKMANN 1985). Die angegebenen hohen Lichtzahlen können demnach zu falschen Schlußfolgerungen bezüglich der Frage nach dem natürlichen Lebensraum der Arten führen. Das gleiche gilt auch im Hinblick auf Literaturangaben zum Lebensraum und zur soziologischen Bindung dieser Arten. Somit ist zumindest für den Moorbereich anzunehmen (bzw. teilweise auch sicher), daß als Folge extremer Standortbedingungen natürlicherweise lichte bis mäßig geschlossene Moorwälder Primärlebensraumfunktion für vermeintliche Offenlandarten in größerem Ausmaß bieten können (und in der Vergangenheit geboten haben, s.o.).

Tabelle 6: Arten mit hoher Lichtzahl (Voll-Lichtpflanzen, L9, und Lichtpflanzen, L8), die in den minerotropen Bergkiefernmooren auch in stärker geschlossenen Bestände auftreten (Auszug). Abkürzungen: RLD: Status nach der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (KORNECK et al 1996, LUDWIG et al. 1996) - L-Zahl: Lichtzahl nach ELLENBERG (1991) und DÜLL (in ELLENBERG 1991) - n: Anzahl der Nachweise - 0 steht für >0% bis < 0.5%.

Art (RLD)	L-Zahl	Nachweise	mittl. Gehölz- deckung [%]	Häufigkeit in den Deckungs- klassen [%]				Art (RLD)	L-Zahl	Nachweise	mittl. Gehölz- deckung [%]	Häufigkeit in den Deckungs- klassen [%]			
				bis 35%	35 - 50%	50 - 75%	75 - 100%					bis 35%	35 - 50%	50 - 75%	75 - 100%
Arten lichter bis mäßig lichter minerotropher Bergkiefernmoore															
Scheuchzeria palustris (2)	9	48	35	56	40	4	-	Trichophorum alpinum (3)	8	50	36	54	40	6	-
Carex limosa (2)	9	45	34	58	40	2	-	Rhynchospora alba (3)	8	46	33	63	37	-	-
Sphagnum papillosum (3)	9	29	34	59	38	3	-	Tofieldia calyculata (3)	8	38	37	42	53	5	-
Sphagnum cuspidatum (3)	9	24	35	50	46	4	-	Parnassia palustris (3)	8	37	37	41	54	5	-
Scorpidium scorpioides (3)	9	20	32	60	40	-	-	Dactylorhiza traunsteineri (2)	8	28	39	46	46	7	-
Drepanocladus exannulatus	9	16	38	31	69	-	-	Pinguicula vulgaris (3)	8	19	36	37	63	-	-
Schoenus ferrugineus (3)	9	12	37	50	42	8	-	Primula farinosa (3)	8	17	37	47	47	6	-
Drosera intermedia (3)	9	8	28	88	13	-	-	Juncus alpino-articulatus (3)	8	16	39	38	56	6	-
Eriophorum angustifolium	8	78	38	44	47	9	-	Utricularia intermedia (2)	8	15	31	67	33	-	-
Trichophorum cespitosum (3)	8	69	39	42	46	10	1	Calliergon trifarium (2)	8	8	35	63	25	13	-
Arten mäßig lichter minerotropher Bergkiefernmoore - in mäßig geschlossene Bestände übergreifend															
Carex lasiocarpa (3)	9	143	44	29	47	22	2	Equisetum fluviatile	8	94	48	26	41	28	5
Carex rostrata	9	115	45	27	51	17	4	Carex pulicaris (2)	8	42	44	29	50	21	0
Carex chordorrhiza (2)	9	74	45	27	45	27	1	Epipactis palustris (3)	8	42	44	31	43	24	2
Drepanocladus revolvens (3)	9	51	40	35	53	12	0	Carex flava	8	39	45	31	41	21	8
Carex dioica (2)	9	49	43	31	47	20	2	Eriophorum latifolium (3)	8	37	42	41	41	19	0
Meesia triquetra (1)	9	4	45	25	25	50	0	Calliergon giganteum (3)	8	30	45	20	53	27	0
Drosera rotundifolia (3)	8	123	40	36	52	12	0	Sphagnum contortum (2)	8	25	44	32	36	24	8
Menyanthes trifoliata (3)	8	102	45	25	51	24	1	Cinclidium stygium (2)	8	9	42	22	78	0	0
Arten mäßig geschlossener minerotropher Bergkiefernmoore - in geschlossene Bestände übergreifend															
Agrostis canina	9	55	51	15	45	29	11	Potentilla palustris	8	63	50	22	35	37	6
Carex davalliana (3)	9	41	50	17	44	34	5	Carex elata	8	56	55	13	36	43	9
Sphagnum teres (3)	9	11	53	27	27	36	9	Juncus effusus	8	23	50	30	22	26	22
Calliergonella cuspidata	8	92	50	17	43	34	5	Carex appropinquata (2)	8	19	58	0	37	53	11
Arten geschlossener minerotropher Bergkiefernmoore															
Trichocolea tomentella (3)	6	6	71	0	0	50	50	Luzula pilosa	2	4	78	0	0	25	75
Rubus saxatilis	7	5	70	0	0	80	20	Calypogeia azurea	4	3	73	0	0	33	67

5.3.2 Zum Primärlebensraum einiger bundesweit gefährdeter Arten mit Vorkommen in den minerotrophen Bergkiefernmooren

Carex chordorrhiza (Fadenwurzel-Segge - Rote Liste 2) und ***Carex dioica*** (Zweihäusige Segge - Rote Liste 2) (Foto 3 u. 4): Mit der maximal erreichbaren Lichtzahl von 9 (vgl. ELLENBERG 1991) und der Lebensraumangabe Caricion lasiocarpae bzw. Caricion davallianae (OBERDORFER 1994: 169 u. 174) könnte man vermuten, daß beide Seggen beschattete Biotope meiden. Nach den eigenen und den Befunden aus ostpreußischen, lithauischen und nordeuropäischen Moorwäldern (vgl. REIMERS u. HUECK 1929: 474 u. 484, HEIKURAINEN 1953, EUROLA 1962: 24, für *Carex chordorrhiza* vgl. auch KAULE 1972) stellen Offenland-Biotope aber nur einen Teillebensraum dar. Beide Arten können nämlich auch in tiefschattigen Beständen, nicht nur unter Bergkiefer, sondern z.B. auch in ombrominerotrophen Fichten-Moorwäldern (z.B. Schottenmoos/WM) angetroffen werden. Dabei besteht zumindest in den minerotrophen Bergkiefernmooren keine enge Bindung an bestimmte Standortkonstellationen; nachgewiesen wurden die Arten sowohl im basenreich- und basenarm-oligotrophen als auch im mesotrophen Bereich, wobei die Fähigkeit zur Ausläuferbildung Vorkommen vom Schlenken- bis in den Bultbereich ermöglicht (Foto 10). Die Angaben zur Lichtzahl und vor allem zur soziologischen Bindung wären demnach zu korrigieren. Beide Arten, die hier stellvertretend für andere nach der Lichtzahl an Offenlandverhältnisse gebunden Helophyten, wie *Carex lasiocarpa*, *Carex davalliana*, *Carex pauciflora*, *Drepanocladus revolvens*, *Scheuchzeria palustris*, *Scorpidium scorpioides*, *Sphagnum teres* u.a. stehen, sind im Naßwaldbereich für ombrominerotrophe und ärmere minerotrophe Wälder charakteristisch und finden hier - neben den Vorkommen in nassen, unbestockten Mooren - einen natürlichen Lebensraum. Dies gilt nachweislich nicht erst in jüngerer Zeit (vgl. Tabelle 13 S.98, vgl. z.B. auch GROSSE-BRAUCKMANN 1985 für die Rhön).

Eriophorum gracile (Zierliches Wollgras - Rote Liste 1): Das boreal verbreitete, an dauerhaft nasse Biotope gebundene Zierliche Wollgras ist in der Bundesrepublik sehr stark rückläufig und vom Aussterben bedroht. Als Lebensraum werden in der zugrundegelegten Literatur (ADLER et al. 1994: 946, OBERDORFER 1994: 158, PHILIPPI in SEBALD et al. 1998: 74, SCHULZE-MOTEL in HEGI 1980: 51) Gesellschaften des Caricion lasiocarpae-Verbands ("Zwischenmoore", Schwingrasen) angegeben, ein Hinweis auf Vorkommen in gehölzbestandenen Biotopen erfolgt nicht. Innerhalb der minerotrophen Bergkiefernmoore wurde die Art zweimal angetroffen (Murnauer Moos, Pfrunger Ried). Die geringe Konstanz im Aufnahmемaterial könnte dazu Anlaß geben, ein zufälliges oder reliktsches Vorkommen zu vermuten. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist dies aber nicht der Fall, wie am Beispiel des Vorkommens im Pfrunger Ried erläutert werden kann.

Bei der schwach muldenförmig in ein ombrotrophes Umfeld eingebetteten Moorfläche handelt es sich um ein klassisches Zwischenmoorbiotop, also einen Komplex aus ombrotrophenten und minerotrophenten Arten, wobei minerotrophente Moose der Schlenken den rezenten Einfluß basenreicheren Grundwassers anzeigen. Das Vorkommen dieses "Zwischenmoorfensters" erklärt sich durch die Bohrungen von ZIER (1985: 124). Das von den Moorrandbereichen zulaufende Grundwasser gerät im Pfrunger Ried unter Druck (artesisch) und kann an Stellen fehlender See- oder Beckentonunterlagerung mit Vorkommen wasserleitfähiger Kies- oder Schlufflinsen aufbrechen. Diese hydrologische Situation ist dafür verantwortlich, daß es in diesem Bereich nicht zu einer ombrotrophen Moorbildung kam, die im direkten Umfeld vor ca. 2.000 Jahren einsetzte (vgl. die Torfprofile von GÖTTLICH 1963 u. ZILLENBILLER 1954). Wenn auch wahrscheinlich mit wechselnden Bedingungen, konnte sich die hydrologisch-trophische Situation vielmehr über ca. 1.500 Jahre behaupten (vgl. die "stabilen Übergangsmoore" sensu ALETSEE 1967:155 u. Kapitel 2.3.2). Hierfür sprechen bei unterstellter Torfbildungsrate von 1 mm die ca. 1,5 m mächtigen von ZIER erbohrten Zwischenmoortorfe. Festzuhalten bleibt also erstens, daß aus standörtlicher Sicht der heutige ombrominerotrophe Biotop über eine lange Tradition verfügt. Für einen längeren Zeitraum dürfte dies auch aus vegetationsstruktureller Sicht gelten, denn grundlegende Änderungen in der Gehölzdeckungen sind weder seit den Beschreibungen von BERTSCH (1935: 186ff.) noch aus älteren Luftbildern zu erkennen, der Bestand stellt sich heute als licht bestocktes Bergkiefernmoor in Altersphase ohne konkurrierende Baumarten dar. Neben der trophisch-hydrologischen Kontinuität ist dies das zweite Argument für die Beständigkeit der Milieubedingungen bzw. die geringe Sukzessionsneigung (Dauergesellschaft sensu BRAUN-BLANQUET 1964), die bei stenöken Arten Voraussetzung für die Eignung als Primärlebensraum ist. Daß *Eriophorum gracile*

unter der Bergkiefernbestockung nicht leidet, offenbart sich an dem individuenstarken Bestand mit hohem Anteil fertiler Pflanzen. Dafür, daß es sich um einen Primärlebensraum handelt, spricht aber auch die Begleitflora, mit ebenfalls stenöken, in Oberschwaben stark rückläufigen und seltenen Arten (z.B. *Carex chordorrhiza* hier die westliche süddeutsche Verbreitungsgrenze markierend oder *Hammarbya paludosa*, für die KÜNKELE, 1978, für Südwestdeutschland eine sehr geringe Populationsgröße angibt).

Sehr nasse, oligo- bis mesotrophe, basenreichere Moore mit hoher standörtlicher Kontinuität, die aufgrund der extremen Standortsituation nur licht mit Berg- oder Waldkiefer bestockt sind, können - neben den natürlicherweise gehölzfreien Biotopen - also genauso wie in Nord-Finnland (vgl. HEIKURAINEN 1953: 170) auch in Süddeutschland einen primären Lebensraum für *Eriophorum gracile* darstellen.

Juncus stygius (Moorbinse - Rote Liste 1) und ***Saxifraga hirculus*** (Moor-Steinbrech - Rote Liste 1): Mit bundesweit jeweils nur noch einem Wuchsort - beide liegen innerhalb von minerotropen Bergkiefernmooren - sind Moorbinse und Moor-Steinbrech, die nach ihrer nacheiszeitlichen Arealentwicklung Glazialrelikte sind, absolute Raritäten der mitteleuropäischen Moorflora. Durch die Seltenheit haben beide Arten für die Frage des Primärlebensraums von Moorarten in Mitteleuropa keine unmittelbar verallgemeinerungsfähige Bedeutung. Auch kann aufgrund der geringen Populationsgröße für hiesige Verhältnisse nicht mehr beurteilt werden, ob der aktuell besiedelte Lebensraum noch tragfähig ist oder ob ein Hysteresiseffekt vorliegt (zur Thematik Aussterberisiko vs. Populationsgröße vgl. z.B. OUBORG 1993, FISCHER & MATTHIES 1998, BRÄUER et al. 1999). Hingewiesen werden soll aber auf die große Übereinstimmung zwischen den in Süddeutschland besiedelten Biotopen und denen in Nordeuropa.

Für *Saxifraga hirculus* weist KOTILAINEN ausdrücklich daraufhin, daß der Moor-Steinbrech zwar auch in offenen Braunmooren vorkommt, daß sein Schwerpunktlebensraum in Skandinavien aber in Birken-Braunmooren liegt (1951: 127, vgl. auch PAUL 1910: 174¹⁴). Das sind lichtständige Moorbirken-Bestände, die mit Arten wie *Carex dioica*, *Carex lasiocarpa*, *Carex limosa*, *Cinclidium stygium*, *Drepanocladus revolvens*, *Eriophorum latifolium*, *Homalothecium nitens* u.a. mit der hiesigen Begleitflora von *Saxifraga hirculus* große Gemeinsamkeit zeigen, sich jedoch vor allem in einem Punkt wesentlich unterscheiden. Während nämlich Bultfuß- und Bultarten der Oxyocco-Sphagnetea, Beersträucher oder andere azidophytische Arten in den finnischen Aufnahmen fehlen (vgl. RUUHJÄRVI 1960: 110 Tab. 23), dort also flächig minerotrophe Verhältnisse zu verzeichnen sind, haben diese am süddeutschen Standort einen hohen Deckungsanteil (vgl. Nr. 10 in Vegetationstabelle 8, S.144). Hier hat also bereits eine partielle Ablösung vom minerotropen Grundwasser stattgefunden, die ausgehend von der örtlichen Situation auch weiter fortschreiten dürfte. Gegenüber der Begleitflora der finnischen Bestände und der von dort vorliegenden Standortcharakterisierung - betont wird die Quelligkeit der Moore - scheint das hiesige Biotop eher suboptimal. Möglicherweise ist dies die Hauptursache für den Rückgang von *Saxifraga hirculus* am Wuchsort und man könnte folgern, daß der Rückgang bzw. das Aussterben nasseabhängiger Zwischenmoorarten, wie z.B. *Carex capitata*, *Carex heleonastes*, *Minuartia stricta* oder *Stellaria crassifolia* (zum Rückgang vgl. z.B. HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988), allein natürliche Ursachen hat und in der Sukzession von minerotropen zu ombrotrophen Mooren liegt. Durch Großrestanalysen ist dieser Fall tatsächlich mehrfach belegt (vgl. z.B. die aus heutiger Sicht für Süddeutschland nur mehr selten vorstellbare Bildung von mächtigeren *Meesia triquetra*-Torfen). Vielerorts, und so auch am Wuchsort von *Saxifraga hirculus* im Murnauer Moos, sind aber auch hydrologische Eingriffe - als Folge großangelegter Meliorationen, oft aber auch nur zum Zwecke der Streuwiesennutzung - für den Rückgang bzw. das Aussterben verantwortlich, wahrscheinlich oder nicht auszuschließen, weil hierdurch der Ablösung vom minerotropen Grundwassermilieu Vorschub geleistet wird (Versauerung mit der Möglichkeit des Übergangs zur ombrotrophen Phase) oder aufgrund geringerer Nässe die Biomasse-Produktivität der Fläche steigt (Eutrophierung). So verwundert es nicht, wenn DÖRR in der "Flora des Allgäus" als Rückgangsursache mehrfach hydrologische Eingriffe benennt (vgl. z.B. 1970: 175 für *Carex heleonastes*).

¹⁴ der den Lebensraum mit "liebt schlammige Schwingrasen und feuchte Moorwaldblößen" beschreibt

Auch der bereits um 1900 sehr seltene *Juncus stygius* (vgl. z.B. die Angaben bei PAUL 1910: 213, VOLLMANN 1914: 134), der in Süddeutschland seit den 70'er Jahren als verschollen galt, kürzlich aber in einem Bergkiefernmoor-Komplex in kleiner Population nachgewiesen werden konnte (WAGNER & WAGNER 2000), ist mit seiner schwerpunktmäßig subarktischen Verbreitung ein typisches Glazialrelikt. In Nordeuropa wird die Moorbinsen überwiegend aus gehölzfreien Biotopen angegeben (Rimpischlenken, vgl. KOTILAINEN 1951: 116) und besiedelt dort - entgegen der in der Literatur häufigen Angabe calcifuge (= kalkmeidend, z.B. in TUTIN 1980: 111) - ein hinsichtlich der Basenversorgung weites Spektrum. Dies reicht nach RUUHJÄRVI (1960 z.B. Tab. 10, 17, 25) von mesotrophen *Sphagnum papillosum*-Weißmooren und moosarmen Rimpi-Weißmooren, das sind nasse, mit Vorkommen von *Carex chordorrhiza*, *Carex lasiocarpa*, *Carex limosa* oder *Menyanthes trifoliata* deutlich mineerotrophe Schlenken- und Teppichhorizont-Gesellschaften, bis hin zu den basenreichen *Scorpidium scorpioides*-Rimpibraunmooren, also großflächig entwickelten Schlenkengesellschaften, die pflanzensoziologisch zum Rhynchosporion- oder Caricion lasiocarpae in basenreich-oligotropher Ausbildung gehören. Damit verhält sich die Art genauso wie andere Rhynchosporion-Arten mit hinsichtlich Basenversorgung weiter Amplitude (z.B. *Carex limosa* oder *Rhynchospora alba*). Das gleiche gilt aber auch bezüglich der lichtökologischen Stellung, weil nicht nur Offenlandbereiche, sondern auch lichtständige Moorzäune der Waldkiefer, nämlich Weißmoor-Reisermoore (RUUHJÄRVI 1960 Tab. 39 Nr. 34) und Braunmoor-Reisermoore (HEIKURAINEN 1953, v.a. S. 170), nach TOLONEN (1967: 232) sogar produktivere Moor- und Bruchwaldtypen (z.B. Bruchmoor-Braunmoore), besiedelt werden. Am süddeutschen Wuchsort entspricht die Begleitflora mit den oligotraphenten Matrixarten *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum papillosum* und dem weit in basenarme Bereiche vordringenden *Sphagnum subsecundum* ziemlich genau einem *Sphagnum papillosum*-Weißmoor bzw. einem Weißmoor-Reisemoor, wenn man die assoziierten Bulte in die Aufnahmefläche einbezieht. Dabei zeigt sich der Bestand stabil, eine Sukzessionsneigung ist weder in der Baumschicht - der lichtständigen, zuwuchsschwachen Bergkiefer mit Jahrestrieblängen von ca. 5 cm entsteht keine Konkurrenz durch andere Baumarten - noch in der Feldschicht - dauerhafte Nässe verhindert eine Ausbreitung ombrotropher Bultarten - wahrscheinlich. Insgesamt handelt es sich also um einen Primärlebensraum von *Juncus stygius* in der Reifephase einer azonalen Dauergesellschaft, deren Standort nährstoffhaushaltlich allerdings schon weit in Richtung Ombrotrophie exponiert ist (keine Amblystegiaceen bei Vorkommen von *Sphagnum cuspidatum*) und daher längerfristig der in ombrogenen Moorregionen normalen, d.h. klimatisch bedingten Grundsukzession zu tertiären Mooren (im Sinne von SUCCOW 1988) erliegen wird.

Meesia triquetra (Bruchmoos - Rote Liste 1, Foto 2): Die Angaben zum Lebensraum des sehr seltenen, glazialreliktischen Mooses sind in der Regel wenig differenziert und lauten meist auf "in tiefen Sümpfen, Torfmooren, Schwingdeckenmooren" (so oder ähnlich in MIGULA 1904: 258, BROTHERRUS 1923: 345, MÖNKEMEYER 1927: 572, BERTSCH 1966: 89, SMITH 1978: 453, FREY et al. 1995: 250, NYHOLM 1998: 255). Folgt man DÜLL (in ELLENBERG 1991: 195), der die Art als "Voll-Lichtpflanze" einstuft, so scheinen Vorkommen in Moorzäunen eher fraglich. Solche konnten wir aber mehrfach, selbst in tiefschattigen minerotrophen Bergkiefernmooren feststellen (Altenauer Moor/GAP, Schottenmoos/STA, Stellenmoos/OAL, Schwarzlaichmoos/WM¹⁵). Auch aus Nordeuropa sind Wuchsorte in minerotrophen Waldkiefernmooren (HEIKURAINEN 1953: 172) und Braunmoos-Bruchwäldern der Fichte und Moorbirke bekannt (RUUHJÄRVI 1960: 198). Nachgewiesen wurde die Art auch in Naßwaldtorfen. So belegt GROSSE-BRAUCKMANN (1985) aus der Rhön Birkenwälder mit *Carex lasiocarpa* und hohem Anteil an *Meesia triquetra*, wobei die Art über Jahrhunderte präsent war. Die Primärlebensraumfunktion von Moorzäunen steht bezüglich dieser Art u.E. also außer Frage. Warum sie besteht bzw. allgemeiner warum sich für konkurrenzschwache Arten eine Nischensituation innerhalb von Moorzäunen ergibt, kann am Beispiel von *Meesia triquetra* gut nachvollzogen werden.

Im Offenland ist *Meesia triquetra* an dauerhaft nasse Siedlungsplätze im Bereich von Caricion lasiocarpae-Gemeinschaften gebunden, kommt aber auch in zu Artengemeinschaften dieses Verbands floristisch vermittelnden Ausbildungen des Caricetum elatae vor (in der Literatur selten erwähnt; z.B. in den Loissachmooren und im nördlichen Murnauer Moos). Entscheidend ist, daß keine direkte Verschattung auftritt oder sich - möglicherweise die Hauptursache - eine Streufilzdecke über den Bestand legt. Der Lebensraum kann charakterisiert werden als in der Regel sehr moosartenreicher Bryophyten-Rasen (meist mit *Calliergon giganteum*-Beteiligung)

¹⁵ Neufunde gegenüber den Verbreitungsangaben bei FRAHM 1979 und DÜLL 1994

mit sehr feinem, kontinuierlichen Nässegradienten (= hohes Nischenangebot) innerhalb einer schütterten, feinhalmigen Seggen-Vegetation. In dichtschießenden Seggenbeständen ist die Art kaum anzutreffen. Unter veränderten Bedingungen entsteht diese Lebensraumsituation im Moorwaldbereich wahrscheinlich dadurch, daß sich höherwüchsige Arten durch die Überschirmung gegenüber Freilandverhältnissen weniger stark entwickeln können, mithin mehr offene, nicht unmittelbar verschattete Siedlungsplätze an der Bodenoberfläche entstehen. Sehr auffällig offenbart sich dieser Effekt unter *Salix aurita*-Polycormonen im Schottenmoos (STA). Bei ausgeprägt entwickelter Moosschicht ist hier die Krautschicht nur schütter entwickelt, während der gleiche Standort unter Freilandbedingungen zu einer dichten Cyperaceen-Vegetation fähig ist. Insgesamt scheinen also selbst relativ schattige Moorwälder lichtökologisch für kleinwüchsige, konkurrenzschwache Arten besser gestellt als höherwüchsige, dichte Gras- oder Seggen-Vegetation. Das geschilderte Phänomen ist für die Beurteilung der Streuwiesensukzession nach Nutzungsaufgabe von großer Bedeutung, weil die auf die Streuwiesen-Lebensgemeinschaften oft folgenden gras-, seggen- oder hochstaudenreichen Brachestadien für kleinwüchsige Heliophyten pessimal sind, während die daran anschließenden Gehölz-Biozönosen bei hoher Nässe durchaus ein Nischenangebot stellen können. Im Hinblick auf Fragen des Naturschutz-Managements ergeben sich hieraus zu beachtende Konsequenzen.

Salix myrtilloides (Heidelbeer-Weide - Rote Liste 1): Mit ihrer circumpolaren subarktisch-borealen Verbreitung und davon weit abgesetzten Einzelvorkommen in Österreich (Pinzgau, vgl. ADLER et al. 1994: 626) und in der Schweiz (St. Gallen, vgl. WELTEN u. SUTTER 1982 Abb. 113) und wenigen Vorkommen in der BRD, hier mit Beschränkung auf das mittlere und östliche Alpenvorland (vgl. HAEUPLER u. SCHÖNFELDER 1988 Abb. 117), offenbart sich das typische Areal eines in Mitteleuropa sehr seltenen Glazialrelikts (Abbildung 34 S.102). Zwar bezeichnet OBERDORFER (1994: 307) *Salix myrtilloides* als Assoziationskennart des *Betula humilis*-*Salicetum repentis*, Vegetationsaufnahmen mit dieser Weiden-Art scheinen aber kaum vorzuliegen (vgl. OBERDORFER 1992: 25). Das eigene Aufnahmемaterial allein mit 13 Nachweisen und darüber hinaus mehrfacher Beobachtungen in minerotrophen Bergkiefernmooren zeigt, daß die soziologische Beschränkung weniger eng ist¹⁶. Im Hinblick auf die Ökologie und Vergesellschaftung der Art aufschlußreich erweist sich ein Blick in das nordeuropäische Hauptareal. Den dortigen Verhältnissen entsprechend (vgl. HEIKURAINEN 1953: 38) verhält sich *Salix myrtilloides* auch im Alpenvorland, besiedelt werden torfmoosreiche Stufen des Bultfuß- und Bultbereichs innerhalb minerotropher Moorkomplexe, wobei das Spektrum von braunmoosreichen Komplexen bis zu fast ombrotrophen Übergangs- und Pseudohochmoor-Stadien reicht, die in der Mehrzahl der uns bekannten Vorkommen eine Latschen- oder Bergkiefernbestockung aufweisen und seltener als "Strauchbirken-Moor" - so aber großflächiger z.B. im Pulvermoos oder im Murnauer Moos (GAP) - ausgebildet sind. Daß die Heidelbeer-Weide, im übrigen genauso wie *Betula humilis*, so selten ist, dürfte - neben der direkten Biotopzerstörung durch Melioration - auch nutzungshistorische Gründe haben. Ziemlich wahrscheinlich scheint nämlich, daß sich durch die früher sehr flächenintensiv und regelmäßig durchgeführte, ganze Moorlandschaften mit unterschiedlichsten Standorten umfassende Streunutzung kaum Biotope ergaben. Auch vor diesem Hintergrund ist die oftmals allein positiv bewertete Streuwiesennutzung zu sehen. Anders verhält es sich bei Allmend-Moorweiden, die in ihrer Wirkung auf die Vegetation extensiver sind und ihrem floristischen Spektrum nach sowohl Nutzungsfolger als auch Arten der primären Biotope enthalten. So verwundert es nicht, daß *Salix myrtilloides* in noch existierenden bzw. anzunehmenden ehemaligen Gemeinschaftsweiden vergleichsweise häufiger anzutreffen ist.

***Pinguicula vulgaris*, *Pinguicula alpina*, *Primula farinosa*:** Die Arten werden hier gemeinsam genannt, weil sie in ihrer Konstitution und ihrer ökologischen Bedingtheit ähnlich sind und sich damit gleiche Konsequenzen im Hinblick auf die Primärlebensraumfrage ergeben. Die kleinwüchsigen Rosettenpflanzen sind auf basenreich-oligotrophe Standorte angewiesen und nordisch-alpin verbreitet, wobei sie in der subalpinen (*Pinguicula vulgaris*) und alpinen Stufe auf großer Fläche über native Biotope verfügen. Dagegen gelten die Vorkommen in der montanen Stufe des nördlichen Alpenvorlands bis auf die im Bereich labiler, dynamischer Standortsituationen (z.B. quellige Hangrutschungen, sickernasse Felsbänder, kiesige Alluvialstandorte) und natürlicherweise gehölzfreier Quellmoore als stark kulturabhängig. Zum Ausdruck kommt dies beispielsweise in der Gefährdungseinschätzung von KORNECK und SUKOPP (1988: 134), die für das Gewöhnliche Fettkraut und die Mehlsprimel als Rückgangsursache die Aufgabe extensiver Nutzungsweisen (Streuwiesennutzung) mit nachfolgender Sukzession angeben. Für *Primula farinosa* teilt PHILIPPI (in SEBALD et al 1990: 384) mit "beim Zuwachsen der Fläche infolge fehlender Pflege verschwindend" (vgl. auch KLEINSTEUBER in SEBALD et al. 1996: 400 für *Pinguicula alpi-*

¹⁶ die Art ist eher Kennart der ombrominerotrophen Moorwälder (Kap. 6.4: 76), und zwar eine treue, als die einer Assoziation.

na). In der Mehrzahl der Fälle sind diese Einschätzungen nicht anzuzweifeln, doch zeigen die minerotrophen Bergkiefernmoore, daß im Alpenvorland auch bei Nutzungsaufgabe Situationen bestehen können, die den Arten ein Vorkommen in lichten bis mäßig bestockten Moorwäldern erlauben. Solche liegen zum einen in basenreichen Quellmoorkomplexen mit Bergkiefer, in denen bei lichter Überschirmung die Cyperaceen-Schicht nur mäßig entwickelt ist und auch durch die Moose nur wenig Konkurrenz entsteht, so daß in Bodennähe Lichtlücken bestehen. Diese Konstellation, die sich aus Sicht der Offenland-Soziologie z.B. als Komplex von *Rhynchosporium albae scorpidietosum* gefolgt von *Primulo-Schoenetum* oder häufiger *Drepanoclado-Trichophoretum* und höher stehenden Torfmoos-Heide-Bulten darstellt, also der *Scorpidium scorpioides*-Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore entspricht, ist auch in den minerotrophen finnischen Waldkiefern-Moorwäldern entwickelt und bietet dort ebenfalls eine größeren Zahl an "Kalkflachmoor-", d.h. *Tofieldietalia*-Arten Lebensraum (vgl. die *Scorpidium scorpioides*- und die *Trichophorum cespitosum-Camyplium stellatum*-Teilsiedlung der Waldkiefern-Braunmoos-Reisermoor, HEIKURAINEN, 1953: 170ff.).

Vorkommensbereiche der drei Arten bestehen aber z.T. auch in wüchsigeren Beständen der minerotrophen Bergkiefernmoore. Hier beruhen sie auf zoogenen Effekten¹⁷ (Trittwirkung, sehr auffällig bei *Pinguicula vulgaris* entlang von Wildpfaden) oder mechanischer Wirkung (Windwurf mit Wurzeltellerblößen). Letzterer Aspekt führt zu einem anderen bedeutenden Typ des Primärlebensraums, dem in zeitlicher Sicht konstanten und in räumlicher Sicht fluktuierenden, wenn durch Windwurf, Windbruch, Seneszenz oder Kalamitäten offene Lücken innerhalb der Moor- oder Bruchwald-Vegetation entstehen (patch-dynamics nach JAX 1994).

Swertia perennis (Blauer Sumpfstern, Moor-Tragant - Rote Liste 2): Die Art soll hier stellvertretend für andere höherwüchsige Hemikryptophyten der Moor- und Feuchtgebietsflora genannt werden, die in Anlehnung an die Verhältnisse in Halbtrockenrasen-Landschaften als Saumart, an die Stadien der Waldentwicklung als Verlichtungs- und Vorwaldarten oder aus Sicht der Naturlandschaft als Arten phasenweiser offener Biotope bezeichnet werden können.

Swertia perennis gilt als Art von Caricion davallianae-Gesellschaften und basenreicher Ausbildungen des Caricion fuscae (Bartsio-Caricetum fuscae, Parnassio-Caricetum fuscae, vgl. z.B. OBERDORFER 1994: 752, ROSENBAUER in SEBALD et al. 1996: 41, HESS et al. 1980a: 18). Aus den höheren Lagen der Alpen und der Tatra wurde z.T. eine andere soziologische Bindung beschrieben, dort tritt *Swertia perennis* nahe oder oberhalb der Waldgrenze auch in Quellfluren über Geröll, im Caricetum firmae und selbst im Caricetum curvulae auf (vgl. HEGI 1975 V/3: 1976). Im folgenden sollen aber nur die Wuchsorte in der montanen, d.h. waldfähigen Stufe und hier die des nördlichen Alpenvorlands angesprochen werden. Hier liegen die Vorkommen im Bereich basenreicher, feuchter bis nasser Moor- und Anmoorböden, die allerdings bei weitem nicht so naß sind, daß Gehölze standörtlich ausgeschlossen wären. Der Phänotypus mit relativer Großblättrigkeit und einer möglichen Höhenentwicklung von bis zu einem ¾-Meter zeigt bereits, daß *Swertia* eher in mäßig produktiven als in oligotraphenten Artengemeinschaften ihren Schwerpunkt hat, die potentiellen Naßwaldgemeinschaften demnach durchaus dicht und nach der Begleitflora auch Schwarzerlen- und Fichten-fähig wären. In wüchsigen, stärker beschatteten Naßwäldern kommt die Art aber nicht vor. Nimmt man an, daß *Swertia* in der Waldstufe Mitteleuropas kein reiner Aphyt ist, das Areal also nicht allein anthropogen bedingt ist, so kommen als natürlicher Lebensraum Waldrandstrukturen im Übergang zu standörtlich extremeren Biotopen, natürlicherweise lichtere Moorwälder, wie im Falle der minerotrophen Bergkiefernmoore, und lichte Vegetationsstrukturen im Bereich stärker geschlossener Naßwälder als Folge natürlichen Zusammenbruchs oder exogener Einflüsse in Frage. Man könnte also vermuten, daß die Art in der Naturlandschaft in hohem Maße auf Dynamik angewiesen ist, die immer wieder zu lichterem Vegetationsstadien führt (Mosaik-Zyklus-Konzept, patch-dynamics, vgl. MAAREL 1988, REMMERT 1992, JAX 1994).

¹⁷ Die Frage der Natürlichkeit dieses Effekts ist allerdings vor dem Hintergrund gebietsweise stark überhöhter Wilddichten und künstlicher Attraktivitätssteigerung (Kirrungen, Salzlecken) und der relativen Ungestörtheit der Moore (Wild-Einstandsgebiete) zu beurteilen.

Die gleiche Abhängigkeit ist für andere höherwüchsige, vergleichsweise lichtbedürftige Arten, die in der aktuellen Vegetation ebenfalls fast ausschließlich auf potentiell waldfähigen Standorten vorkommen, wie z.B. *Cirsium rivulare*, *Gentiana asclepiadea*, *Succisa pratensis* und *Veratrum album*, anzunehmen. Aus dem Bereich der Pfeifengraswiesen (Molinion) wären *Allium suaveolens*, *Betonica officinalis*, *Galium boreale*, *Laserpitium prutenicum* oder *Serratula tinctoria* zu nennen, deren natürliche Vorkommen aber überwiegend außerhalb des Moorbereichs in Verlichtungen von Erico-Pinion- (vgl. z.B. Florenlisten bei PAUL 1910: 152), wechsellackenen Alno-Ulmion- und Carpinion-Gesellschaften (z.B. MEUSEL & NIEMANN 1971 zit. in DIERSCHKE 1992 S. 7) oder lichten Entwicklungsformen dieser Waldgesellschaften zu suchen sind. Insgesamt ist zu vermuten, daß mosaikzyklische Prozesse gerade im Hinblick auf das Vorkommen mesotropher, lichtbedürftiger Arten im Bereich kurzlebiger, durch Lichtbaumarten geprägter Naßwälder eine größere Bedeutung haben, auch wenn diesen in der zonale Waldvegetation Mitteleuropas nicht der von REMMERT (1991, 1992) betonte große Einfluß zukommt, wie dies SCHMIDT (1998) nachweist.

Für eine große Zahl anderer Arten bleibt die unter natürlichen Verhältnissen eingenommene ökologische Nische in der montanen bis tiefmontanen Stufe des Alpenvorlands unklar. Ein Beispiel ist *Trollius europaeus*, dessen Standorte im Alpenvorland durchgängig die Entwicklung dichter, der Art unzuträglicher Wälder erlauben (vgl. auch *Iris sibirica*). Jedenfalls steht die vergleichsweise weite Verbreitung und hohe Dichte von *Trollius europaeus* in Naß- und Streuwiesengebieten in krassem Gegensatz zur Seltenheit in standörtlich vergleichbaren naturnäheren Moorlandschaften des Alpenvorlands. Obgleich *Trollius* in den auf Calthion-Wiesen folgenden Bruchstadien rasch der Konkurrenz der Hochstauden erliegt, ist ausgehend von den Verhältnissen in der subalpinen Stufe (dort auch in dichteren Grünerlen- und Latschengebüschen) anzunehmen, daß das eingenommene süd- bis nordostdeutsche Areal in den Grundzügen nicht allein kulturbedingt ist. Das Beispiel zeigt, daß zum natürlichen Lebensraum vieler Arten der mitteleuropäischen Flora Kenntnislücken bestehen, die auf naturräumlicher Ebene abzubauen wären, bevor über die Frage Status-quo-orientierter kontra prozeßorientierter Naturschutz (zur Einteilung vgl. RODE 1995, s.a. SCHERZINGER 1990) gebietsindividuell entschieden werden kann.

6 Abgrenzung und syntaxonomische Stellung der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata* Gesellschaft

Bevor auf die Frage eingegangen wird, wie die minerotrophen Bergkiefernmoore in das System der Pflanzengesellschaften Mitteleuropas oder des eurosibirischen und alpinen Vegetationskreises (OBERDORFER 1994) eingeordnet werden können, muß zunächst eine Übersicht über das bestehende System erfolgen. Grundlage ist dabei die Einteilung von OBERDORFER (1994), wobei darauf hinzuweisen ist, daß im Rahmen des Bands H4 der Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands (DINTER & MAST i. Vorbrtg) von diesem Gliederungsansatz in einigen Punkten wahrscheinlich abgewichen wird. Jedenfalls ergibt sich dies aus der kürzlich von MAST (1999) vorgelegten Gliederung.

Mit den "Süddeutschen Pflanzengesellschaften" (OBERDORFER 1977, 1978, 1983, 1992) liegt ein syntaxonomisches Gliederungssystem vor, das aufgrund des Tabellenmaterials fast vollständige (Arten mit geringer Stetigkeit werden nicht immer genannt) Transparenz erreicht. Dargestellt werden hier nicht nur Charakter- und Differentialarten, wie in den Pflanzengesellschaften Deutschlands (POTT 1995) oder Österreichs (MUCINA et al 1993, 1993a u. GRABHERR & MUCINA 1993), sondern die gesamte charakteristische Artenverbindung und auch weniger stete Begleiter. Da hierdurch die Einstufung der Assoziationen im System bzw. das System insgesamt überprüft werden kann, wird diese Übersicht in dieser Arbeit zugrundegelegt.

6.1 Die aktuelle syntaxonomische Gliederung der Moor- und Bruchwälder Süddeutschlands

Nach OBERDORFER (1992, 1994) verteilen sich die aus Süddeutschland bekannten Moor- und Bruchwald-Assoziationen auf die Klassen Oxycocco-Sphagnetea, Vaccinio-Piceetea und Alnetea. Tabelle 7 gibt einen Überblick und parallelisiert die von POTT (1995), GRABHERR & MUCINA (1993) und MUCINA et al. (1993a) genannten Assoziationen.

Tabelle 7: Übersicht der für Süddeutschland bei OBERDORFER genannten Moor- und Bruchwälder (ohne Gebüsch-Gesellschaften)

Oxycocco-Sphagnetea		
Oberdorfer (1977, 1992, 1994)	Pott (1995)	Grabherr & Mucina, Mucina et al. (1993, 1993a)
Pino rotundatae-Sphagnetum magellanici (Sphagnetum magellanici pinetosum rot.)	-	Pinetum rotundatae
Vaccinio-Piceetea		
Oberdorfer (1992, 1994)	Pott (1995)	Grabherr & Mucina, Mucina et al. (1993, 1993a)
Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis	Betuletum pubescentis	Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis
Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris	Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris	Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris
Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae	Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae	-
Bazzanio-Piceetum vacciniotosum ulig.	Bazzanio-Piceetum (mit <i>Sphagnum girg.</i>)	Sphagno girgensohnii-Piceetum
Alnetea glutinosae		
Oberdorfer (1992, 1994)	Pott (1995)	Grabherr & Mucina, Mucina et al. (1993, 1993a)
Salicetum auritae betuletosum	-	-
Carici elongatae-Alnetum	Carici elongatae-Alnetum	Carici elongatae-Alnetum u.a.

6.1.1 Moor- und Bruchwald-Assoziationen Süddeutschlands

(1) Sphagnion magellanici (Oxycocco-Sphagnetea)

- Pino rotundatae-Sphagnetum p.p. KÄSTNER und FLÖRNER (1933) NEUHÄUSEL 1969 (Sphagnetum magellanici pinetosum rotundatae, Sphagno magellanici-Pinetum rotundatae nom. inv.)

Die erste pflanzensoziologische Beschreibung des Bergkiefern-Moorwalds, der damaligen floristischen Systematik entsprechend noch als Pinetum uncinatae benannt¹⁸, stammt von KÄSTNER und FLÖRNER (1933: 115ff.) aus dem Erzgebirge. Da *Pinus uncinata* dort nicht vorkommt, wurde von NEUHÄUSEL (1969: 85) die Namensände-

¹⁸ vgl. z.B. SCHMEIL-FITSCHEN von 1931 (43. Auflage)

rung in *Pino rotundatae*-Sphagnetum vorgeschlagen, die, da es sich um eine Gehölzgesellschaft handelt, in *Sphagno-Pinetum rotundatae* geändert werden müsste ("nomina inversa" vgl. DIERSCHKE 1994: 298). Dem Vorschlag von NEUHÄUSEL (1969), die Gesellschaft bei den *Oxycocco-Sphagnetea* anzuschließen, folgte OBERDORFER noch bis in die 5. Auflage der "Pflanzensoziologischen Exkursionsflora". Die Bergkiefern- und Waldkiefern-Hochmoore wurden hier als Assoziationsgruppe der Kiefernhochmoore zum Verband *Sphagnion magellanici* gestellt. Erst im Zuge der Bearbeitung der Waldgesellschaften Süddeutschlands wurde die aktuelle Auftrennung des Bergkiefern-Moorwalds in ein torfmoosreiches *Sphagnetum magellanici pinetosum rotundatae* (*Oxycocco-Sphagnetea*) - das *Pino-Sphagnetum* wurde also aufgegeben - und ein torfmoosarmes, von Beersträuchern dominiertes *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* (*Vaccinio-Piceetea*) vorgenommen. Diesem Vorgehen schließen sich POTT und MUCINA et al. nicht an (vgl. Tabelle 7 S.61), sie vereinigen, wenn auch in anderen Klassen, sowohl torfmoosreiche als auch torfmoosarme Bestände in einer Assoziation. Damit folgen sie dem Vorgehen von NEUHÄUSEL (1969 u. 1972), der die durch Azidophyten geprägten Bergkiefernmoore als eine Einheit bewertet.

Mit dem Anschluß der Gehölzgesellschaft *Pino-Sphagnetum* an eine Offenlandgesellschaft, dem *Sphagnetum magellanici*, bestreitet OBERDORFER einen Weg, den wir für unberechtigt halten. Ausschlaggebend sind dabei nicht strukturelle Gründe, die in einem floristisch-soziologischen System zumindest nicht primär als Argument angeführt werden können, sondern qualitative. Diese resultieren allein aus der unterschiedlichen Aufnahme­flächengröße, die im Falle des *Sphagnetum magellanici* einen Quadratmeter, im Falle des Bergkiefernmoores aber mindestens ca. 20 qm umfaßt. Diese vergleichsweise große Aufnahme­fläche ist praktisch nie homogen, sondern mosaikartig strukturiert. Somit setzt sich die Pflanzengesellschaft Bergkiefernmoor aus mehreren Teilsiedlungen - bzw. Assoziationen im Sinne der Offenland-Systematik - zusammen, die im Falle von gehölzfreier Vegetation getrennt aufgenommen würden (z.B. nasser Teppichhorizont: *Sphagnetum magellanici* Subass. mit *Rhynchospora alba* - Bultfuß: *Sphagnetum magellanici typicum* - Bult: *Vaccinium uliginosum*-Gesellschaft). Würde man diesem Vorgehen folgen, müßten im Übrigen bei allen Assoziationen und Gesellschaften der Ordnung *Sphagnetales* entsprechende Ausbildungen ausgeschieden werden (v.a. *Eriophoro-Trichophoretum pinetosum rotundatae* und *pinetosum mughi*, das in der hochmontanen und subalpinen Stufen eine bedeutende Rolle spielt).

Das *Pino-Sphagnetum* im hier verstandenen Sinn ist eine Dauergesellschaft sehr nasser bis nasser ombrotropher oder höchstens schwach minerotropher Moore und wird fast allein durch Arten der Klasse *Oxycocco-Sphagnetea* aufgebaut (vgl. Tabelle 10 S.71). Die Gesellschaft geht bei zunehmender Nässe mooreinwärts in gehölzarme bis offene Torfmoosrasen oder Schlenkenkomplexe über, z.T. ist noch ein Latschenfilz (= *Pinus mugo* ssp. *mugo*) gleicher botanischer Zusammensetzung zwischengeschaltet. Die minerotrophen Bergkiefernmoore schließen das Artenspektrum des *Pino-Sphagnetum* vollständig ein, unterscheiden sich aber durch die minerotraphenten Arten deutlich, so daß insgesamt nur eine sehr geringe Ähnlichkeit besteht (vgl. Kapitel 6.3.1 S.70ff.)

- Sonstige Gehölzausbildung des *Sphagnetum magellanici*

Folgt man dem von OBERDORFER aktuell vorgeschlagenen Weg, floristisch bestimmten Offenlandgesellschaften entsprechende Gehölzgesellschaften den Offenlandassoziationen anzuschließen, so wären im Moorwaldbereich weitere Subassoziationen (*pinetosum sylvestris*, *betuletosum pubescentis*, *piceetosum*) zu unterscheiden. In letzter Konsequenz wäre aber nicht nur der Moorwaldbereich betroffen, weil viele Waldgesellschaften auf Extremstandorten floristisch Syntaxa der Offenlandsystematik entsprechen und diesen dann angeschlossen werden müßten (vgl. *Alnetea* vs. *Magnocaricion* bzw. *Calthion* oder auch *Erico-Pinion* vs. *Seslerietea*). Wie später noch auszuführen, halten wir dieses Vorgehen nicht für sinnvoll.

(2) Piceo-Vaccinienion uliginosi (Vaccinio-Piceetea)

- *Vaccinio uliginosi*- *Pinetum rotundatae* Oberd. 1934 em. Seib. in Oberd. 1992

Die Assoziation umfaßt nach SEIBERT (in OBERDORFER 1992: 62) die beerstrauchreichen, weniger nassen und deshalb an *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten armen Bergkiefernmoore saurer, basenarmer Torfe (vgl. aber POTT, der auch die nassen Ausbildungen zur Assoziation rechnet, also das *Pino-Sphagnetum* sensu NEUHÄUSEL 1972 vollständig einbezieht, 1995: 518). Solche Standortverhältnisse finden sich natürlicherweise im Randgehänge oder in erodierten Mooren, häufiger jedoch als Folge von künstlicher Entwässerungen. Wie alle Moorwälder des Unterverbands *Piceo-Vaccinienion uliginosi* (*Vaccinio-Piceetea*) werden die Bestände in der Feldschicht durch Chamaephyten, vor allem *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium uliginosum* und *Vaccinium vitis-idaea*, beherrscht, die

von Rohhumus- oder Trockentorf-Besiedlern, wie *Bazzania trilobata*, *Dicranodontium denudatum*, *Dicranum polysetum*, *Leucobryum glaucum*, *Lycopodium annotinum*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Sphagnum girgensohnii* und *Sphagnum quinquefarium*, begleitet werden. Fast alle Arten treten auch in den minerotrophen Bergkiefernmooren im Bereich der Bulte auf.

- *Vaccinio uliginosi*-Pinetum sylvestris de Kleist 1929 em. Matuszk. 1962

Die Assoziation wird von SEIBERT (in OBERDORFER 1992: 62) weiter gefaßt als das *Vaccinio*-Pinetum rotundatae, in dem ein höherer Anteil an *Oxycocco*-*Sphagnetum*-Arten "geduldet" wird. Konsequenterweise müßten solche Ausbildungen nach der Methode von OBERDORFER aber ebenfalls abgestuft werden, wären also wie beim Pino-Sphagnetum den Assoziationen des *Sphagnion magellanici* als Ausbildung pinetosum sylvestris anzuschließen. Floristisch sind die Bergkiefern- und Waldkiefern-Moorwälder Süddeutschlands praktisch identisch, wobei die Waldkiefer in höheren Lagen des Alpenvorlands, ab ca. 650 m, fast vollständig ausfällt, während sie umgekehrt in tieferen Lagen dominant wird (Jungmoränenlandschaften des Rhein- und Inn-Gletschers, Bereich Ammersee u. Starnberger See, Südbayern, vgl. KAULE 1974). In den Zentralalpen kommt *Pinus sylvestris* dagegen bis ca. 1700 m vor und bildet hier zusammen mit *Pinus mugo* und *Pinus cembra* (!) Moorgebüsche und -wälder floristisch eher kontinentaler Prägung (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*, *Sphagnum fuscum*, z.B. Pillerhöhe, Tirol).

- *Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis Libb. 1933

Floristisch entsprechen die Moorbirken-Wälder sauer-oligotropher Standorte den beiden vorgenannten Kiefern-Wäldern, außer der hier herrschenden Moorbirke bestehen keine Unterschiede (s. a. MAST 1999). So wäre auch hier zu fragen, warum die Subassoziation mit Hochmoorarten (*eriophoretosum*, vgl. SEIBERT in OBERDORFER 1992: 60) in der Assoziation verbleibt, beim Pino-Sphagnetum aber abgetrennt wird.

(3) *Vaccinio-Piceenion (Vaccinio-Piceetea)*

- *Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi* Br.-Bl. et Siss. in Br.-Bl. et al. 1939

Obgleich OBERDORFER (1994) die Fichten-Moorwälder (die Ausbildung *vaccinietosum uliginosi*) in den Verband *Piceion abietis* stellt, gleichen sie floristisch den bisher genannten Assoziationen des *Dicrano-Pinion* Verbands. Die Rauschbeer-Fichten-Moorwälder sind im Alpenvorland in Moorrandlage auf trockeneren Sauertorfen und Feuchtrohumusböden verbreitet. Auf solchen Standorten ist die Fichte als Halbschattbaumart den lichtbedürftigen Kiefern und der Moorbirke auf längere Sicht überlegen. Wahrscheinlich ist, daß ein großer Teil der trockeneren Bergkiefern-Moorwälder in Zukunft in fichtenreiche oder allein von der Fichte gebildete Moorwälder übergehen wird. Ein Baumartenwechsel deutet sich jedenfalls in vielen Gebieten mit unterständiger, aber zuwachsstarker Fichte an (vgl. BÜCKING 1988 für das Brunnenholzried). Auf sehr nassen Sauertorfen sind Fichten-Moorwälder im Alpenvorland seltener entwickelt, hier dominieren i.d.R. die beiden Kiefernarten. Anders liegen die Verhältnisse in den höheren Lagen der Mittelgebirge, z.B. des Schwarzwalds, des Bayerischen Walds, des Harzes und des Erzgebirges oder in den Zentralalpen. Dort markieren auch schwachwüchsige Torfmoos-Fichten-Wälder die natürliche Grenze zwischen Wald und Offenland (vgl. z.B. DIERSSEN u. DIERSSEN 1984: 142, KAULE in PETERMANN u. SEIBERT 1979: 90, JENSEN 1961: 36 u. 1987: 29, STEINER 1992: 373). Übereinstimmend mit dem Vorgehen beim Pino-Sphagnetum schlägt OBERDORFER (1992: 63) für solche Bestände vor, sie als *piceetosum*-Ausbildung zum *Sphagnetum magellanici* zu stellen.

(4) *Salicion cinereae (Alnetea glutinosae)*

- *Salicetum auritae betuletosum (Salici-Betuletum pubescentis* Görs 1961)

In einigen Beckenmooren Süddeutschlands, wie z.B. am Federsee oder im Pfrunger Ried (GRÜTTNER & WARNE-KE-GRÜTTNER 1996, WAGNER & WAGNER 1996), sind auf großer Fläche Naßwälder der Moorbirke anzutreffen, die ein ähnliches Typenspektrum wie die Schwarzerlen-Bruchwälder aufweisen (je nach Nässe Dominanz von

Magnocaricion-, Calthion- oder Filipendulion-Arten). Für diesen Bruchwaldtyp hat GÖRS (1960: 33) die Bezeichnung Salici-Betuletum vorgeschlagen. Da sich Ohrweiden- und Lorbeerweiden-Gebüsche floristisch von den Moorbirken-Wäldern meist nicht trennen lassen, schlägt OBERDORFER (1992: 27ff.) vor, den Moorbirken-Bruchwald als Ausbildung dieser Gebüsch-Gesellschaften zu führen. Gleiches könnte man dann allerdings auch für die Schwarzerlen-Bruchwälder, die sich floristisch oft genauso wenig von den genannten Strauch-Gesellschaften (oder dem Salicetum cinereae) absetzen, fordern.

(5) **Alnion glutinosae (Alnetea glutinosae)**

- Carici elongatae-Alnetum Koch 1926 ex Tx. 31

Die von DÖRING-MEDERAKE (1991) für das nordwestdeutsche Tiefland erarbeitete Hauptgliederung der Schwarzerlen-Bruchwälder ist auch in Süddeutschland anwendbar. Drei Ausbildungen werden unterschieden: Bestände basenärmerer Moore mit *Sphagnum*-Arten (betuletosum), die Ausbildung meso- bis eutropher Niedermoore (typicum) und die Ausbildung quelliger Standorte (cardaminetosum amarae, *Cardamine amara*-Variante bei PFADENHAUER 1969: 25). Im Hinblick auf den floristischen Vergleich mit den minerotropen Bergkiefernmooren interessant ist nur die Ausbildung betuletosum, weil über sie eine Verbindung zur *Crepis paludosa*-Ausbildung der minerotropen Bergkiefernmoore besteht. Besonders gilt dies für die von SOLINSKA-GÓRNICKA (1987) ausgeschiedene subboreale Rasse des *Sphagno squarrosi*-Alnetum (= betuletosum n. DÖRING-MEDERAKE), die sich u.a. durch das Auftreten azidophil-oligotropher Arten abhebt und in vergleichbarer Form auch in Süddeutschland zu finden ist. Mit höherer Stetigkeit treten hier Arten der Bulte, wie *Bazzania trilobata*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum capillifolium*, *Vaccinium vitis-idaea* u.a. auf (vgl. SOLINSKA-GÓRNICKA 1987: 332). Gegenüber anderen Ausbildungen des Schwarzerlen-Bruchwalds differenzieren ferner die in den minerotropen Bergkiefernmooren stet vertretenen Arten *Carex lasiocarpa*, *Juniperus communis*, *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris* u.a. Sehr deutlich zeigt sich in der Tabelle von SOLINSKA-GÓRNICKA, daß die Nadelhölzer *Picea abies* und *Pinus sylvestris* im Erlenbruch immer dann hohe Stetigkeit erreichen, wenn vom Grundwasser selten tangierte, von Azidophyten besiedelte Kleinstandorte auftreten. Von solchen Verhältnissen profitieren die Nadelhölzer. Im Unterschied zu den minerotropen Bergkiefernmooren spielen Oxycocco-Sphagnetee-Arten in der schwerpunktmäßig in Nordost-Polen entwickelten subborealen Rasse des *Sphagno squarrosi*-Alnetum aber noch keine Rolle. Die gleiche Situation zeigt sich in süddeutschen Schwarzerlen-Bruchwäldern, die zwar eine flächig entwickelte *Sphagnum*-Decke aus *Sphagnum girgensohnii*, *Sphagnum fimbriatum*¹⁹, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum centrale*, *Sphagnum warnstorffii* oder *Sphagnum teres* aufweisen können, denen fakultativ ombrotrophente Arten aber weitgehend fehlen (vgl. z.B. QUINGER 1983 für das Murauer Moos). Im Alpenvorland werden höhere Anteile an diesen Arten erst dann erreicht, wenn die Fichte in der Baumschicht an Bedeutung gewinnt und sich Fichten-Zwischenmoorwälder ausbilden (s.u.).

(6) **Bislang unberücksichtigte Naßwaldtypen**

Das pflanzensoziologische Gliederungssystem der Naßwaldvegetation Mitteleuropas basiert bislang auf zwei diametral zueinander stehenden Gruppen, den Moorwäldern saurer, sehr nasser bis relativ trockener Standorte mit Arten oligotropher Torfmoos- und Heidemoore und den Bruchwäldern basenreicher Niedermoorstandorte mit Arten produktiver Moore. Verkürzt ausgedrückt existiert nur eine Gliederung in ombrotrophe und minerotrophe Naßwälder, die ombrominerotropen Naßwälder der Zwischen- und Übergangsmoore fehlen (so auch bei MAST 1999). Anders als in der Offenlandsystematik fehlt der Naßwaldsystematik das "Bindeglied" der Scheuchzerio-Caricetea-Gesellschaften, die im Offenlandbereich häufig sowohl floristisch, standörtlich, räumlich als auch genetisch zwischen Oxycocco-Sphagnetee auf der einen Seite und dem Niedermoorkomplex aus Phragmitetea und Molinietalia auf der anderen Seite vermitteln. Einen dieser intermediären Naßwaldtypen stellen die in dieser Arbeit vorgestellten minerotropen Bergkiefernmoore dar. Ähnliche, bislang ebenfalls wenig beachtete Naßwälder existieren aber auch mit Waldkiefer, Fichte und Moorbirke.

¹⁹ Nur in tieferen Lagen des Alpenvorlands, nach KRISAI (mdl.) möglicherweise in Ausbreitung begriffen.

Waldkiefer: Aufnahmen für ombrominerotrophe Waldkiefern-Moorwälder wurden selten publiziert, finden sich aber z.B. bei HUECK (1925), REIMERS & HUECK (1929: 423 sogar mit *Carex heleonastes!*), KAULE (1973: 66), LANG (1990: 381), GRÜTTNER (1990 Tab.54), GRÜTTNER & WARNKE-GRÜTTNER (1996 Tab. 14) und STEINER (1992: 378). Nachweise liegen auch über Großrestanalysen vor (z.B. PAUL & RUOFF 1932: 90: *Carex-Hypnum*-Torf mit Kiefernholz und Sphagnen der Sektion Subsecunda). Die hier in Rede gestellten Kiefern-Moorwälder, die in Nordeuropa weit verbreitet und floristisch vielfältig ausgebildet sind (vgl. HEIKURAINEN 1953), bauen sich genauso wie die minerotrophen Bergkiefernmoore aus azidophytischen bzw. ombrotrophenten und minerotrophenten Arten auf, nehmen also die gleiche Zwischenstellung ein.

Moorbirke: Wenn auch selten anzutreffen, existiert auch bei den Moorbirken-Wäldern ein bislang wenig beachteter, floristisch interessanter Flügel mit *Caricion lasiocarpae* und *Caricion fuscae*-Arten, der weder dem *Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis (oder dem Betulion pubescentis i. S. von MAST 1999) noch dem Salici-Betuletum im Sinne von GÖRS (1962) zugeordnet werden sollte (im nördlichen Murnauer Moos z.B. lichter Bestand mit *Carex diandra*, *Carex heleonastes* und *Sphagnum obtusum*, im Ettaler Weidmoos mit *Paludella squarrosa*). Vegetationsaufnahmen rezenter Bestände sind selten, über moorstratigraphischen Untersuchungen aber für viele Gebiete belegt (z.B. GROSSE-BRAUCKMANN 1985). Aus Nordeuropa sind solche Artenkombinationen bekannt (Weißmoorbrücher vgl. TOLONEN 1967: 247, Birken-Braunmoore vgl. KOTILAINEN 1951: 127, vgl. auch REIMERS & HUECK 1929: 474 für Ostpreußen und Litauen).

Fichte: In der Syntaxonomie bislang unberücksichtigt sind die im Alpenvorland gar nicht seltenen Moor- und Bruchwälder der Fichte (großflächige und vielfältige Bestände z.B. im Vorfeld der Trauchgauer Berge/WM). Den minerotrophen Bergkiefernmooren mikrostrukturell entsprechend, sind auch diese Bestände als Stufenkomplex mit Torfmoos-Beerstrauch-Bulten und dazwischen liegenden Depressionen ausgebildet. Im Gegensatz zum Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi siedeln auf unterem Niveau aber eutraphente Arten, wie *Caltha palustris*, *Carex elongata*, *Plagiomnium elatum* und *Rhizomnium punctatum*, wobei auch ärmere Ausbildungen, z.B. mit ausgeprägtem *Sphagnum angustifolium*-*Sphagnum fallax*-Teppich und Beteiligung von *Carex chondrorrhiza* und *Carex dioica* (naturnahe Bestände z.B. im Schottenmoos/Kerschbacher Forst/WM), anzutreffen sind. Solche Wälder sind nicht mit dem Piceo-Alnetum von RUBNER (1954) gleichzusetzen und können aufgrund ihrer abweichenden Artenverbindung auch nicht einfach dem Bazzanio-Piceetum angeschlossen werden. Auch hier wäre eine pflanzensoziologische Bearbeitung unter Berücksichtigung der nordeuropäischen Verhältnisse wünschenswert (vgl. das Piceetum myrtillo-carico-shagnosum von KARPOV 1983 zit. in WALTER & BRECKLE 1986: 407ff. oder bestimmte Ausbildungen der von der Fichte dominierten Hainbrücher Finnlands, vgl. RUUHI-JÄRVI 1960: 202ff.).

Nitrophyten-reiche Moorwälder: Auf die Folgen der Entwässerung von Bruchwäldern mit Rückgang der nässeadaptierten, phreatischen Arten bei Zunahme nitrophytischer Arten wird in der Literatur vielfach hingewiesen (z.B. DINTER 1982, SCHRAUTZER et al. 1991, WIEBE 1998, PRETZELL & REIF 1999, MAST 1999). Dagegen wird für Moorwälder auf Sauerorten (die *Vaccinio-Piceetea*-Wälder) bzw. generell für Sauerort-Standorte häufig unterstellt, daß diese aufgrund des weiten C/N-Verhältnisses keiner Eutrophierung unterliegen (z.B. SUCCOW 1988: 32). Die Entwicklung würde danach allein von nassen, torfmoosreichen Beständen zu trockenen, laubmoos- und beerstrauchreichen Typen verlaufen (z.B. Pino-Sphagnetum zu *Vaccinio-Pinetum rotundatae*). Vor allem in seit langem entwässerten oberschwäbischen Mooren (im Pfrunger und Steinhauser Ried, aber auch im südlichen Murnauer Moos) beobachtete Artenkombinationen aus Ammonium- (die meisten *Oxycocco-Sphagnetum* und *Vaccinio-Piceetea*-Arten, vgl. KINZEL 1982, s.a. BERTRAM 1988) und Nitratpflanzen (z.B. Bergkiefernbestand mit *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum* und den NO_3 -Pflanzen *Urtica dioica* und *Sambucus nigra*) lassen nur den Schluß zu, daß hier Eutrophierungsprozesse als Folge oxidativer Torfzehrung vorliegen (die umgekehrte Entwicklung NO_3 - zu NH_4 -Pflanzen, die über mehrere Sukzessionschritte verlaufen müßte, wurde u.W. nie dokumentiert). Auf den Prozeßverlauf und die möglichen Ursachen ist an dieser Stelle nicht einzugehen (vgl. hierzu WAGNER & WAGNER 1996). Von Interesse ist hier nur die Frage, wie solche Artenkombinationen pflanzensoziologisch zu bewerten sind, wenn die azidophytischen Kenn taxa bereits ausgefallen sind, also nur noch Torfvererdungszeiger und Nitrophyten, wie *Dryopteris carthusiana*, *Epilobium angustifolium*, *Eupatorium cannabinum*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium aparine*, *Moehringia trinervia*, *Molinia caerulea*, *Oxalis acetosella*, *Poa trivialis*, *Urtica dioica*, *Sambucus nigra* u.a. vorkommen. Dann stellt sich das gleiche Problem wie bei der aus Alnion-Bruchwäldern nach Entwässerung entstandenen *Rubus idaeus*-*Alnus glutinosa*-Gesellschaft, die nach MAST gegen Syntaxa der Alnetea in vielen Fällen nur negativ gekennzeichnet ist (1999, S. 105, Tab. 18). Ein Blick auf das soziologische Spektrum solcher Waldtypen zeigt, daß sich viele Arten aus den Klassen Epilobietea und Artemisietea und hier vor allem aus den Verbänden Convolvulion und Aegopodion rekrutieren. Dem wäre im Zuge einer Überarbeitung in einer hier nicht weiter zu diskutierenden Form Rechnung zutragen, zumal die Nitrophyten-reichen Wälder in mehrfacher Hinsicht von den Moor- und Bruchwäldern abweichen (floristisch, standörtlich, aber auch genetisch z.B. mit dem Eindringen von *Quercus robur*, vgl. MAST 1999 und den von SUCCOW, 1988: 108, angenommenen Sukzessionsverlauf, oder mit der Empfänglichkeit solcher Wälder für Neophyten).

6.1.2 Die charakteristische Artenverbindung der Moor- und Bruchwald-Assoziationen

Bevor auf die Frage nach dem Anschluß der minerotropen Bergkiefernmoore im pflanzensoziologischen System eingegangen werden kann, ist zu prüfen, wie gut die oben genannten Moor- und Bruchwald-Assoziationen nach der Kennartenmethode selbst begründet sind. Als Prämisse wird mit DIERSCHKE (1992) gesetzt, daß jede Assoziation durch mindestens ein Kennaxon definiert sein sollte.

BRAUN-BLANQUET (1964: 122) benennt als wesentliches Assoziationsmerkmal die vollständige charakteristische Artenverbindung (diagnostische Artenkombination n. DIERSSEN 1990, MUCINA et al. 1993), die als die Summe der Charakterarten **und** der steten Arten (>50%, DIERSCHKE 1994: 280 nennt >40%) definiert wird. Charakterarten sind nach BRAUN-BLANQUET (1964: 93) solche Taxa, die eine ausschließliche (treu) oder deutliche (fest) Bindung an eine Gesellschaft zeigen, hier also die höchste Stetigkeit erreichen (Schwerpunktarten). Die dritte Gruppe der Kennarten (hold) ist weniger klar definiert, da sie in mehreren Gesellschaften mehr oder weniger reichlich, aber unter Bevorzugung einer bestimmten Gesellschaft (Optimum) vertreten sind. Als Kriterien zur Bestimmung des Optimums werden Artmächtigkeit und Vitalität genannt. Da beide Kriterien in synthetischen Tabellen überwiegend nicht abgedruckt werden und vor allem die Bestimmung der Vitalität problematisch ist (bereits bei der Einzelaufnahme und verstärkt bei der Zusammenführung in der Stetigkeitstabelle), hat der Treuegrad hold ausgesprochen subjektiven Charakter (vgl. auch die Diskussion über analytische und synthetische Merkmale bei HOBOM, 1994: 5).

Da die Zahl fest an bestimmte Einheiten gebundener Taxa gering ist und für artenarme Pflanzengesellschaften oft gar keine charakteristischen Arten genannt werden können, wurde schon frühzeitig die Frage aufgeworfen, ob das Vorkommen von Kennarten eine unumstößliche Bedingung für die nomenklatorische Grundeinheit Assoziation ist. Prinzipiell bestünde natürlich die Möglichkeit (und dies ist bei den nachfolgend behandelten Syntaxa eigentlich der Fall!), Assoziationen allein nach den differenzierenden Arten abzugrenzen. Im Ergebnis wäre dann aber eine immense Zahl an Assoziationen möglich (bei 10 Arten theoretisch bereits 1023 Kombinationen). Um die Grundtypen der Vegetation darstellen zu können, wird in der Pflanzensoziologie deshalb auch heute betont, am Prinzip der Charakterarten so weit wie möglich festzuhalten (z.B. DIERSCHKE 1992: 324, zur Kritik am Kennartenprinzip vgl. z.B. BARKMAN 1972).

Tabelle 8: Charakteristische Artenverbindung der Moorwälder (nach OBERDORFER 1992, Tabelle 260)

**A: *Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis, *Vaccinio uliginosi*-Pinetum sylvestris, *Vaccinio uliginosi*-Pinetum rotundatae
K *Vaccinio-Piceetea*, V *Dicrano-Pinion*, UV *Piceo-Vaccinienion uliginosi***

Assoziationskennarten: keine (!)

Für das *Vaccinio*-Pinetum rotundatae wird *Pinus rotundata* als Assoziations-Differentialart genannt (die von MAST, 1999, vorgenommene Einstufung von *Pinus rotundata* als Assoziationskennart ist nicht zutreffend, weil die Art - gleiches methodisches Vorgehen vorausgesetzt - mit Stetigkeit V auch in *Erico*-Pinion-Gesellschaften vorkommen kann, z.B. HÖLZEL et al. 1996). Entsprechend obiger Prämisse reicht dies zur Assoziationsbeschreibung nicht aus. Da alle Baumarten auch in anderen Syntaxa anderer Klassen auftreten (vgl. die zahlreichen Assoziationen der Waldkiefer), wäre nur eine kennartenlose Zentralassoziation möglich. Die drei Assoziationen müßten vereinigt werden!

Verbandskenn- und -trennarten: *Dicranum polysetum* (37%), *Pinus sylvestris* (63%), *Betula pubescens* (70%), *Pohlia nutans* (6%), *Dicranum spurium* (1%), *Goodyera repens* (<1%).

Als äußerst schwache Schwerpunktart könnte *Dicranum polysetum* gewertet werden, da nur im Genisto tinctoriae-Quercetum petraeae KLIKA 32 (Quercetalia robori-petraeae) eine vergleichbare Stetigkeit erreicht wird. Alle anderen Arten sind höchstens Trennarten. *Vaccinium uliginosum* agg. wird in der Tabelle als Trennart des Unterverbands geführt. Die Subspezies *uliginosum* darf möglicherweise aber als treue Kennart des Unterverbands gewertet werden, da in den subalpinen bis unteralpinen Zwergstrauchheiden die - nicht immer sicher zu bestimmende - ssp. *pubescens* (= *V. gaultherioides*) vorherrscht (oder ausschließlich auftritt?, vgl. ADLER et al. 1994: 647).

Ordnungs- u. Klassenkennarten: *Picea abies* (74%), *Vaccinium myrtillus* (91%), *Vaccinium vitis-idaea* (67%), *Lycopodium annotinum* (9%), *Ptilium crista-castrensis* (4%), *Rhytidiadelphus loreus* (10%), *Sphagnum girgensohnii* (13%), *Listera cordata* (<1%), *Trientalis europaea* (9%), *Barbilophozia floerkei* (<1%).

Die genannten Arten greifen in andere Syntaxa mit vergleichbarer Stetigkeit über (z.B. Galio-Abietenion, Luzulo-Fagenion, Nardo-Callunetea, Oxycocco-Sphagnetalia, Quercetalia robori-petraeae), sind in dieser Klasse z.T. aber "optimal" entwickelt (sogenannte gesellschaftsholde Kennarten).

Befund: Nach der Kennarten-Methode handelt es sich bei den Moorwäldern des Unterverbands *Piceo-Vaccinienion uliginosi* nicht um Assoziationen. Über gesellschaftsholde Kennarten und die steten Arten ist ein Anschluß auf Ebene der Klasse/Ordnung, über *Dicranum polysetum* und möglicherweise *Vaccinium uliginosum* ssp. *uliginosum* auf Ebene des Unterverbands möglich. Da die bestandsbildenden Baumarten in zahlreichen Syntaxa auftreten, kann über sie nach der Kennartenmethode keine weitere Untergliederung in Assoziationen begründet werden. Die Moorwälder *Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis, *Vaccinio uliginosi*-Pinetum sylvestris, *Vaccinio uliginosi*-Pinetum rotundatae müßten deshalb zusammengeführt werden (z.B. Zentralassoziation des Unterverbands, vgl. hierzu das Vorgehen von MAST 1999). Für das *Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi* dürfte sich der gleiche Befund ergeben, die Zuordnung dieser Ausbildung zu einem anderen Verband ist nicht berechtigt.

Tabelle 9: Charakteristische Artenverbindung der Bruchwälder (nach OBERDORFER, 1992 Tabelle 248)

A: Carici elongatae-Alnetum glutinosae
K Alnetea glutinosae, O Alnetalia glutinosae, V Alnion glutinosae
Assoziationskennarten: *Carex elongata* (100%), *Ribes nigrum* (7%)

Carex elongata ist in Offenland-Gesellschaften fast nicht anzutreffen und greift auch nur schwach in Alno-Ulmion-Bestände über, wäre also eine gute Kennart. Die Art tritt aber auch in Ohrweiden- und Grauweiden-Gebüsch (Salicetum auritae, Salicetum cinereae), im Birkenbruch (Salicetum auritae betuletum bzw. Salici-Betuletum) und in Fichten-Bruchwäldern stet auf, so daß *Carex elongata* eher Ordnungs- als Assoziationskennart ist. Das gleiche dürfte auch für *Ribes nigrum* gelten, die im Aufnahmestoff von OBERDORFER nur sehr geringe Stetigkeit erreicht (dagegen in der Salicetalia auritae-Tabelle bei WEBER, 1998, Stetigkeit III).

Verbands- und Ordnungskennarten: *Thelypteris palustris* (41%), *Frangula alnus* (70%), *Calamagrostis canescens* (21%), *Δ Dryopteris cristata* (14%), *Sphagnum squarrosum* (11%).

Frangula alnus ist nach der Stetigkeit höchstens als gesellschaftsholde Kennart zu werten, da die Art in Prunetalia-Assoziationen (Frangulo-Rubetum plicati 100%, Salici-Viburnetum opuli 51%), in den Moorwäldern des Piceo-Vaccinienion uliginosi (Vacc. uliginosi-Betuletum 57%) und in Assoziationen der Quercetalia robori-petraeae (75% im Vaccinio-Quercetum) ebenfalls auftritt. Sofern man gesellschaftsholde Arten nach Artmächtigkeit und Vitalität beurteilt, wäre *Frangula alnus* holde Prunetalia Kennart (bei WEBER, 1998, jetzt Klassenkennart der Franguletea). Für die anderen Arten ergibt sich die Einstufung treue bis holde Kennarten, bei *Calamagrostis canescens* (optimal in der *Calamagrostis canescens*-Ges.) und *Thelypteris palustris* liegt der Schwerpunkt aber möglicherweise in der Klasse Phragmitetea. Das gleiche dürfte für die von SOLINSKA-GÓRNICKA (1987: 333) bzw. DÖRING-MEDERAKE (1991: Tab. A7) vorgeschlagenen Kennarten *Lycopus europaeus* und *Solanum dulcamara* gelten. Übrig bleiben also nur *Dryopteris cristata* und *Sphagnum squarrosum*, die mit ähnlicher Bedeutung auch im Verband Salicion cinereae auftreten und deshalb höchstens Ordnungskennarten sein können. Somit fehlen Verbandskennarten.

Klassenkennarten: keine (!)

Befund: Auch wenn man unterstellt, daß *Carex elongata* und *Ribes nigrum* im Carici elongatae-Alnetum optimal entwickelt sind, so wäre die Assoziation im Sinne der BRAUN-BLANQUET-Methode maximal über zwei holde Kennarten (!) definierbar (zur Güte und zur Nachvollziehbarkeit der holden Kennarten s.u.). Durch diese Assoziationsauslegung lassen sich allerdings viele Schwarzerlen-Bruchwälder nicht anschließen. Zu nennen sind z.B. Typen mit Magnocaricion-Arten und torfmoosreiche Gesellschaften mit *Sphagnum teres*, *Sphagnum warnstorffii* u.a., in denen *Carex elongata* und *Ribes rubrum* oft nicht auftreten (vgl. z.B. FRANZ (1988: 634) und MUCINA et al. (1993a: 38). Schwerwiegend ist, daß dem Carici elongatae-Alnetum der synsystematische Oberbau fehlt, weil weder Verbandskennarten noch Klassenkennarten (OBERDORFER selbst gibt keine an) existieren. Letztere könnten aber durch Aufstufung der Ordnungskennarten benannt werden, während die nur auf der Differentialart *Alnus glutinosa* begründete Unterscheidung der beiden Verbände Salicion cinereae und Alnion aufzugeben wäre.

Entsprechend Tabelle 8 und Tabelle 9 ist für den Bereich der Moor- und Bruchwälder insgesamt folgendes festzustellen:

- ▶ Die aktuell übliche pflanzensoziologische Gliederung der Moor- und Bruchwälder ist in weiten Teilen nicht haltbar und wäre zu revidieren. Die Einheiten Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis, Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris, Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae sind nach der Kennartenmethode keine Assoziationen. Hinsichtlich der Kennarten und steten Arten (= die vollständig charakteristische Artenverbindung) sind sie identisch, sie unterscheiden sich nur durch das Vorherrschen einzelner Baumarten, die aufgrund ihrer weiten soziologischen Amplitude nach bisheriger Sichtweise (s.u.) aber keinen diagnostischen Wert haben.
- ▶ In beiden Klassen (Vaccinio-Piceetea und Alnetea) ist die Anzahl der treuen und festen Kennarten zu gering, um eine Gesamtgliederung mit den Ebenen Klasse, Ordnung, Verband und Assoziation begründet entwickeln zu können. Dies gelingt nur über holde Kennarten, deren diagnostischer Wert unter anderem auch deshalb in Frage zu stellen ist, weil die maßgeblichen Kriterien Artmächtigkeit und Vitalität bei ein und derselben Artenkombination bereits sehr starken Schwankungen unterliegen. Insgesamt ergibt sich hieraus eine sehr abstrakte und in vielen Fällen fragwürdige Gliederung, über die eine Reihe von in der Natur auftretenden Naßwaldtypen nicht abgebildet werden können.
- ▶ Im Vergleich zur Offenland-Systematik handelt es sich im Naßwaldbereich um ein rudimentäres Gliederungssystem. Auffällig sind die Disparitäten, mit zahlreichen Kennarten bestückte Syntaxa vergleichsweise enger ökologischer Amplitude auf Seite der gehölzfreien Vegetation, floristisch schlecht bis nicht charakterisierte Einheiten auf der Seite Naßwälder.

Da die skizzierte Situation weder in syntaxonomischer, synökologischer noch syndynamischer Hinsicht befriedigend ist, werden nachfolgend mögliche Lösungswege diskutiert.

6.2 Kennarten und ihr Gültigkeitsbereich - Neue Wege in der Pflanzensoziologie

Daß die Moor- und Bruchwald-Assoziationen über Kennarten nur sehr schwach gekennzeichnet sind, hat eine eindeutige Ursache. Die eigentlich kennzeichnenden Arten sind nämlich Kennarten von Offenlandgesellschaften. Dementsprechend können sie in den Naßwald-Gesellschaften nur noch als Differentialarten geführt werden. Um ein stärker durch Kenn taxa definiertes System der Pflanzengesellschaften zu begründen, stehen sich zwei den Gültigkeitsbereich der Kennarten betreffende Methoden gegenüber.

Kennartenmethode mit struktur- und maßstabsunabhängiger Gültigkeit: Die Methode trägt dem Grundsatz Rechnung, daß eine Sippe nur in einem Syntaxon als Charakterart fungieren kann und strukturelle Merkmale bei der Begründung einer Assoziation keine Rolle spielen: "Ein floristisch-soziologisches System geht aber primär von der Qualität der Artenzusammensetzung aus und verweist Quantitäten, wie das Vorherrschen einzelner Baumarten ... in das zweite Glied der Betrachtung" (OBERDORFER 1992: 5). Probleme bereitet dieses Sichtweise bei floristisch wenig, aber strukturell stark verschiedenen Beständen, die WESTHOFF (1968: 61) treffend als Zwillingengesellschaften bezeichnet hat. Da das Gros der Kennarten auf den Offenlandbereich entfällt, wären in Konsequenz obiger Prämisse alle einem Offenlandtyp floristisch entsprechenden Gehölz-Gesellschaften aufzulösen, weil sie keine eigenen Kennarten besitzen können. Dieser Weg wurde bisher erst in Ansätzen vollzogen.

Während in der 5. Auflage der Pflanzensoziologischen Exkursionsflora bei der Klasse Oxycocco-Sphagnetum noch die Assoziationsgruppe der Kiefernhochmoore (vgl. OBERDORFER 1983: 43) existierte, also Zwillingengesellschaften geduldet wurden, wurde diese Einteilung in der 6. Auflage (1990: 44) aufgegeben. Wie oben beschrieben, wurden Teile des Pino-Sphagnetum zum Sphagnetum magellanicum pinetosum gestellt, während die trockeneren Bestände als Vaccinio uliginosi-Pinetum in der Klasse Vaccinio-Piceetum gefaßt werden. Für torfmoosreiche Fichten-Moorwälder schlägt OBERDORFER vor: "Eine Überprüfung der aus Süddeutschland vorliegenden Tabellen hat gezeigt, daß alle diese Wälder reichlich Oxycocco-Sphagnetum-Arten enthalten und deshalb besser zum Sphagnetum piceetosum gestellt werden sollten" (1992: 63). Das Salici-Betuletum wurde von OBERDORFER nur kurze Zeit, bei der Beschreibung des Strauchbirkenmoors aber noch sehr bestimmt (vgl. OBERDORFER 1964: 205) als Assoziation anerkannt. Heute werden die eutrophen Moorbirken-Bruchwälder als Subassoziations betuletum auf das Salicetum auritae bzw. das Salicetum pentandro-cinereae verteilt (OBERDORFER 1994: 46). Dieses Vorgehen erscheint inkonsequent, weil beide Gebüsch-Assoziationen nicht gerade reich mit Kennarten ausgestattet sind. Provokant formuliert, könnten nämlich wie beim Pino-Sphagnetum weite Teile der Assoziationen aufgelöst und an Offenlandassoziations der Einheiten Magnocaricion, Caricion lasiocarpae, Filipendulion, Convolvulion u.a. angeschlossen werden. Das gleiche Vorgehen wäre auch für das Carici elongatae-Alnetum und andere Waldassoziations (z.B. Erico-Pinion) anwendbar. Das Ergebnis wären über Kennarten besser begründete Assoziationen. Das Caricetum elatae alnetosum könnte der nach der Kennartenmethode nicht zu fassende Steifseggen-Schwarzerlen-Bruch ohne *Carex elongata* sein, die torfmoosreichen Bruchwälder und -gebüsche wären im Caricetum lasiocarpae als Subassoziations alnetosum, betuletum und salicetosum auritae zu vereinigen. Dies wäre die vollständige Konsequenz der Methode.

Allein von den Kennarten her gesehen ist dieses Vorgehen durchaus zu vertreten, wenn auch aus semantischer Sicht nicht unproblematisch, da die Assoziationsbegriffe wesentlich abstrakter werden und z.B. nicht mehr mit Formationsbegriffen (Wald, Gebüsch, Ried) belegt werden dürfen. Das Prinzip der soziologischen Progression (vgl. BRAUN-BLANQUET 1964: 115, DIERSCHKE 1994: 146) kann auch nicht mehr aufrechterhalten werden, die Entwicklungsstufe käme nur noch in den Subassoziations (der zweiten Ebene der Betrachtung, s.o.) zum Ausdruck. Für das Vorgehen spricht aber, daß viele bislang als Kennarten gehölzfreier Moor-Assoziationen geführte Arten im Grunde gar keine Schwerpunktsarten dieser Einheiten sind, da sie in Naßwäldern mit ähnlicher Stehtigkeit auftreten (vgl. z.B. Arten der Verbände Calthion, Filipendulion oder Magnocaricion wie *Caltha palustris*, *Carex elata*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Scirpus sylvaticus* u.v.a.).

Obleich die Zusammenführung von Offenland- und Gehölz-Assoziationen bezüglich Kennarten konsequent ist, bleibt zu fragen, wie es sich mit der vollständigen charakteristischen Artenkombination verhält. Das von BRAUN-BLANQUET (s.o.) als zweites wesentliches Assoziationsmerkmal benannte Kriterium, das der steten Arten, wird bei diesem Weg - zumindest im Naßwaldbereich - nämlich nicht ausreichend berücksichtigt. Trotz gleicher Kennartengarnitur bestehen zwischen Offenland- und Gehölzgesellschaften bezüglich der steten Arten i.d.R. gravierende Unterschiede, weil die Aufnahme fläche deutlich größer gewählt werden muß, um die raumerfüllenden Gehölze in die Aufnahme fläche zu projizieren. So stellt z.B. DIERSSEN (in OBERDORFER 1977: 290) fest: "das Minimumareal des Pino-Sphagnetum ist erheblich größer als das der baumfreien Hochmoorgesellschaften",

das bei letztgenannten im Quadratmeterbereich liegt (z.B. JENSEN 1961: 17, DIERSSEN & DIERSSEN 1984: 19), beim Pino-Sphagnetum aber über das 100fache betragen kann (vgl. DIERSSEN & DIERSSEN 1984: 119). Bei dieser Größe ist die Aufnahme­fläche im Moorbereich fast immer mosaikartig strukturiert und floristisch uneinheitlich, im gewählten Beispiel Pino-Sphagnetum liegt die Artenzahl ca. um 50% höher als im Sphagnetum magellanicum (vgl. z.B. Aufnahmen von DIERSSEN & DIERSSEN 1984), die vollständige charakteristische Artenkombination ist nicht die Gleiche. Aus diesem Grund ist die Zusammenführung von Gehölz- und Offenlandgesellschaften mit Unterschieden in der vollständigen charakteristischen Artenverbindung nicht gerechtfertigt und abzulehnen.

Kennartenmethode mit eingeschränkter, maßstabsbezogener Gültigkeit (Formationsspezifische Kennarten):

Der Grundsatz, daß eine Sippe nur in einem Syntaxon als Charakterart fungieren kann, führt im Bereich der Moor- und Bruchwälder dazu, daß in ihrer Gesamtartenverbindung klar differenzierte Gesellschaften nicht mehr oder fast nicht mehr als Assoziationen gefaßt werden können. So läßt sich z.B. die in den Moorböden realisierte Artenkombination, die mit dem Grundgefüge aus Oxycocco-Sphagnetea-, Vaccinio-Piceetea- und einigen Nardo-Callunetea-Arten bei Fehlen von Querco-Fagetea-Arten und Vertretern minerotropher Moore spezifisch ist, nur über sehr wenige Arten, deren soziologischer Schwerpunkt zudem vielfach undeutlich ist, beschreiben. Noch wesentlich gravierender ist die Situation bei den Gebüsch- und Naßwäldern der Klasse Alnetea. Deutlich wird dies am Beispiel des Carici elongatae-Alnetum. Da die Schwarzerle eine weite standörtliche Amplitude hat, treten zahlreiche, floristisch unterschiedliche Artenverbindungen auf. Die Kennarten *Carex elongata* und *Ribes nigrum* haben aber eine engere Amplitude; über das Carici elongatae-Alnetum kann also nur ein Teil der Schwarzerlen-Bruchwälder abgebildet werden. Typen, denen diese Arten fehlen, können nur als "verarmte" Ausbildung angeschlossen werden oder sind als ranglose Gesellschaften zu fassen. Ein solches, nur noch über wenige Kennarten begründetes System verliert jeden praktischen Nutzen. Insgesamt festzustellen ist auch, daß der fein gegliederten und über Kennarten oft reich begründeten Offenlandsystematik eine rudimentäre Naßwaldsystematik gegenüber steht und deutliche Disparitäten bestehen.

In diesem Zusammenhang sei auf die Gliederung der Klasse Phragmitetea im Verhältnis zum Schwarzerlen-Bruch verwiesen. Mindestens folgende Phragmitum bzw. Magnocaricion-Assoziationen, die überwiegend nach der Dominanz der jeweiligen Art unterschieden werden, können in qualitativ-floristisch ähnlicher Form auch unter dem Schirm der Schwarzerle auftreten: Phragmitetum australis, Caricetum elatae, Caricetum appropinquatae, Caricetum paniculatae, Caricetum ripariae, Caricetum oenensis, Caricetum vesicariae, Caricetum gracilis, Phalaridetum arundinaceae. Aus ökologischer Sicht wäre anzunehmen, daß die Offenlandassoziationen auch im Bruchwaldbereich eigene Einheiten darstellen, die logischerweise auf gleicher hierarchischer Stufe angesiedelt sein sollten. Wie gesagt, ist dem aber nicht so, die Dominanz einzelner Großseggen kann im Naßwaldbereich bestenfalls auf Niveau von Varianten zum Ausdruck gebracht werden, wobei sich dann häufig die Frage stellt, ob die jeweilige Artenkombination überhaupt noch zur Assoziation gehört.

Eine Lösung dieses Mißstands bietet sich in einer von BERGMAYER et al. (1990) und DIERSCHKE (1992 u. 1994) vorgeschlagenen Methode (vgl. a. BARKMAN 1989), die im Rahmen der Erarbeitung der Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands bereits Anwendung fand (HÄRDLE et al. 1997, WEBER 1998, 1999, s. a. HEINKEN 1995, MAST 1999). Vorgeschlagen wird, den Gültigkeitsbereich von Kennarten chorologisch und strukturell zu beschränken, wobei das Prinzip nach DIERSCHKE (1992) auf folgende Formationen anzuwenden wäre:

- ▶ Bestände/Gesellschaften mit einer bis mehreren Schichten aus Phanerophyten größerer Wuchshöhe.
- ▶ Bestände/Gesellschaften, die durch Schichten vorwiegend niedrigwüchsiger Lebensformen von Gefäßpflanzen (Chamaephyten, Hemikryptophyten, Geophyten, Therophyten) bestimmt werden.
- ▶ Bestände/Gesellschaften, die (fast) nur aus kleinwüchsigen Kryptogamen bestehen.

SCHUBERT (1995: 6) hält eine noch feinere Aufgliederung mit Gebüsch- und Zwergstrauchheiden und Wasserpflanzengesellschaften für sinnvoll. Als Vorteile und Begründung des Prinzips werden u.a. die stärkere strukturelle und ökologische Einheitlichkeit der Syntaxa, die klare Gliederungsmöglichkeit nach der soziologischen Progression und die verbesserte Akzeptanz des Systems genannt.

Die Hauptbegründung, die diesen Ansatz rechtfertigt, ist u.E. methodischer Natur, nämlich ein Dimensions- oder Maßstabsproblem. NEEF (1963 zit. in LESER 1991: 198) definiert den Dimensionsbegriff als Bereich, in welchem gleiche inhaltliche Aussage möglich ist und ein bestimmtes Methodenniveau eingehalten wird. "Wo der Maßstabswechsel eine neue Schicht geographischer Tatbestände erschließt und damit veränderte Aussagen ermög-

licht, tritt ein Wechsel der Dimension geographischer Betrachtung (und ein Methodenwechsel, eigene Anmerkung) ein" (vgl. auch PALMER 1988). Übertragen auf das pflanzensoziologische Arbeitsfeld gilt, daß eine Art nicht nur für einen Maßstabsbereich charakteristisch sein muß, sondern auf unterschiedlichen Ebenen - von der Synusie bis zum Geosigmetum oder Florenreich - kennzeichnend Wirkung entfalten kann, also auch als Kennart fungieren kann. In Abhängigkeit von der Dimension der homogenen Aufnahme- und Verbreitungsfläche sollen nach obigem Vorschlag also unterschiedliche Kennartensysteme nebeneinander geführt werden. Da dieser Ansatz vor allem im Bereich der azonalen und extrazonalen Waldvegetation zu einer floristisch wie ökologisch wesentlich besser begründeten Gliederung führen dürfte, sollte er weiter verfolgt werden. Allerdings ist dabei weiterhin darauf zu achten, daß die dann zur Verfügung stehenden, frei gewordenen Kennarten nicht vorschnell bestimmten Syntaxa zugesprochen werden, sondern die gesamte floristische Amplitude der Arten überprüft wird.

6.3 Abgrenzung und syntaxonomische Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore

6.3.1 Floristisch-soziologischer Vergleich ähnlicher Assoziationen

Nach den oben getroffenen Aussagen über die Güte der Moor- und Bruchwald-Assoziationen und das Naßwald-Gliederungssystem insgesamt müßte sich der im folgenden angestellte Vergleich dieser Syntaxa mit den minerotrophen Bergkiefernmooren eigentlich erübrigen. Dem ist aber nicht so, weil sich die schlechte bzw. ungenügende Charakterisierung der Assoziationen allein aus Sicht der Kennartenmethode darstellt, über ihre Gesamtartenverbindung sind die genannten Naßwälder spezifisch, d.h. floristisch unter sich und gegen andere Vegetationstypen relativ eindeutig abgrenzbar, und haben aus floristischer, genetischer und ökologischer Sicht ihre volle Berechtigung.

Um die Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore im pflanzensoziologischen System zu beleuchten, wird das Aufnahmемaterial mit anderen Vegetationstypen verglichen²⁰. In diesen Vergleich werden einbezogen: Bergkiefern-Moorwälder oligotroph-saurer Standorte (Oxycocco-Sphagnetum, Vaccinio-Piceetum), Gesellschaften des Verbandes Caricion lasiocarpae (Scheuchzerio-Caricetum) und das Carici elongatae-Alnetum (Alnetum). Der Vergleich erfolgt anhand des soziologischen Spektrums, also dem Anteil von Arten unterschiedlicher Syntaxa, und über den Ähnlichkeitsindex nach SOERENSEN (1948). Zu beachten ist, daß Arten, die in den minerotrophen Bergkiefernmooren $\leq 3\%$ Stetigkeit haben, nicht berücksichtigt wurden, weil in den Vergleichstabellen Arten mit geringer Stetigkeit ebenfalls nicht angegeben sind.

In die Gegenüberstellung wurden folgende Aufnahmen einbezogen: 241 Vegetationsaufnahmen für das Pino-Sphagnetum (NEUHÄUSL 1972, Tab.6); 29 Vegetationsaufnahmen für das Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae (SEIBERT in OBERDORFER 1992b: 87); 235 Vegetationsaufnahmen für den Verband Caricion lasiocarpae (DIERSSEN in OBERDORFER 1977: 222) und 557 Vegetationsaufnahmen für das Caricetum lasiocarpae (DIERSSEN 1982 Tab. 9a/b); 344 Vegetationsaufnahmen für das Carici elongatae-Alnetum des nordwestdeutschen Tieflands (DÖRING-MEDERAKE 1991, Tab. A7). Die pflanzensoziologische Einstufung der in diesen Vegetationsaufnahmen auftretenden Arten erfolgt dabei nach OBERDORFER (1977, 1992a, 1994). Um das grundsätzliche soziologische Gefüge dieser Gesellschaften darstellen zu können, wurde auf die Ausscheidung von Syntaxa, die nur durch wenige Arten vertreten sind, verzichtet. Solche Arten wurden entweder der Rubrik "Sonstige" oder einer der aufgeführten Klassen zugeordnet, wobei folgendermaßen vorgegangen wurde: Scheuchzerio-Caricetum incl. einiger Arten der Klasse Utricularietea intermedio-minoris; Molinio-Arrhenatheretum incl. eutraphenter Arten der Klasse Montio-Cardaminetum sowie Arten der Klasse Seslerietea, die auf Molinion-Gesellschaften übergreifen; Alnetum glutinosae incl. Arten, die schwerpunktmäßig in der Klasse auftreten (z.B. *Sphagnum squarrosum*).

Tabelle 10 (S.71) stellt die Bergkiefern-Moorwälder **Vaccinio uliginosi-Pinetum** und **Pino-Sphagnetum** den minerotrophen Bergkiefernmooren gegenüber. Bei insgesamt ähnlicher Artenverbindung unterscheiden sich Pino-Sphagnetum und Vaccinio uliginosi-Pinetum im Grunde nur durch den unterschiedlichen Anteil der aufbauenden Arten: Übergewicht der Oxycocco-Sphagnetum im Falle des Pino-Sphagnetum, der Vaccinio-Piceetum-Arten im Falle des Vaccinio-Pinetum. Vertreter anderer Syntaxa treten in beiden Assoziationen absolut und im Verhältnis zur Gesamtartenzahl nur in bescheidenem Umfang auf, die beiden Assoziationen sind mit einem Soerenson-Index von fast 70% floristisch sehr ähnlich.

²⁰ Dieser Vergleich wurde in einer vorgezogenen Veröffentlichung bereits angestellt (WAGNER et al. 1997: 90ff.). Aufgrund der jetzt höheren Aufnahmezahlen ergeben sich abweichende Werte.

Tabelle 10: Gegenüberstellung der Bergkiefern-Moorwaldgesellschaften *Vaccinio uliginosi*-Pinetum, Pino-Sphagnetum und der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft.

VP : <i>Vaccinio uliginosi</i> -Pinetum rotundatae (29 Aufnahmen aus Oberdorfer 1992)							
PS : Pino-Sphagnetum magellanici (241 Aufnahmen aus Neuhäusel 1972)							
CP : <i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft							
	VP	PS	CP		VP	PS	CP
Aufnahmezahl	29	241	181	<i>Carex chordorrhiza</i>	.	.	III
Artenzahl	49	41	325	<i>Calliergonella cuspidata</i>	.	.	III
D_Bergkiefernmoore				<i>Valeriana dioica</i>	.	.	III
Pinus rotundata	IV	V	V	<i>Succisa pratensis</i>	.	.	III
Vaccinium uliginosum	V	V	III	<i>Cirsium palustre</i>	.	.	III
Melampyrum prat. ssp. paludosum	I	II	II	<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	III
Sphagnum capillifolium	IV	III	II	<i>Salix aurita</i>	r	.	III
Betula pubescens	II	II	IV	<i>Trichophorum alpinum</i>	.	.	II
D_VP				<i>Sphagnum subsecundum</i>	.	.	II
Sphagnum girgensohnii	III	I	.	<i>Potentilla palustris</i>	.	.	II
Leucobryum glaucum	III	.	r	<i>Epipactis palustris</i>	.	.	II
Dicranum polysetum	III	I	r	<i>Carex davalliana</i>	.	.	II
Rhytidiadelphus loreus	III	I	.	<i>Galium palustre</i>	.	.	II
Sphagnum quinquefarium	II	.	.	<i>Caltha palustris</i>	.	.	II
Avenella flexuosa	II	I	.	<i>Gentiana asclepiadea</i>	.	.	II
Dicranodontium denudatum	II	.	+	<i>Polygonum bistorta</i>	.	.	II
Bazzania trilobata	II	I	I	<i>Drepanocladus revolvens</i>	.	.	II
Lycopodium annotinum	II	.	r	<i>Campylium stellatum</i>	.	.	II
D_PS, D_CP				<i>Carex panicea</i>	.	.	II
Vaccinium oxycoccus	r	IV	V	<i>Carex elata</i>	.	.	II
Sphagnum magellanicum	+	III	V	<i>Agrostis canina</i>	.	.	II
Eriophorum vaginatum	I	V	III	<i>Salix repens</i>	.	.	II
Andromeda polifolia	.	II	IV	<i>Dactylorhiza maculata agg.</i>	.	.	II
Drosera rotundifolia	.	.	IV	<i>Carex limosa</i>	.	.	II
Polytrichum strictum	+	II	III	<i>Carex dioica</i>	.	.	II
Sphagnum rubellum	+	I	I	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	.	.	II
D_CP				<i>Carex flava</i>	.	.	II
<i>Carex lasiocarpa</i>	.	.	IV	<i>Phragmites australis</i>	r	.	II
<i>Carex rostrata</i>	.	.	IV	u.a.			
<i>Carex echinata</i>	.	.	IV	Bez. Begleiter			
<i>Menyanthes trifoliata</i>	.	.	III	<i>Molinia caerulea</i>	III	II	V
<i>Carex nigra</i>	.	.	III	<i>Calluna vulgaris</i>	III	IV	IV
<i>Equisetum fluviatile</i>	.	.	III	<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	IV	IV
<i>Peucedanum palustre</i>	.	.	III	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	V	V	III
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	III	<i>Pleurozium schreberi</i>	IV	IV	IV
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	.	.	III	<i>Sphagnum angustifolium</i>	+	III	V
				u.a.			

Ganz anders liegen die Verhältnisse bei den minerotrophen Bergkiefernmooren, bei denen Arten beider Klassen zusammengenommen nur knapp 20% Anteil erreichen, während Scheuchzerio-Caricetea- und Molinio-Arrhenatheretea-Arten zusammen fast 60 % am Gesamtartenbestand ausmachen (vgl. Tabelle 11 S.72). Daß nur geringe floristische Ähnlichkeit besteht, zeigt auch die Berechnung des Gemeinschaftskoeffizienten: 25 % zum Pino-Sphagnetum und 30% zum *Vaccinio*-Pinetum rotundatae. Ein Anschluß der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft an die Bergkiefernmoore Pino-Sphagnetum oder *Vaccinio*-Pinetum rotundatae ist deshalb nicht zu erwägen.

Im Grunde stellt sich bei den vermittelnden Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore eine Grenzwertfrage, die quantitativ nach dem zulässigen Anteil an Arten fremder Syntaxa oder qualitativ nach differenzierenden Arten zu beantworten wäre. Wie der Vergleich verschiedener Stetigkeitstabellen zeigt, bestehen diesbezüglich durchaus unterschiedliche Auffassungen. Während in der Zusammenstellung des Pino-Sphagnetum bei NEUHÄUSL (1972 Tab. 6) minerotraphente Arten fast fehlen, bezieht DIERSSEN (in OBERDORFER 1977: 278) Aufnahmen mit geringer Stetigkeit z.B. von *Betula humilis*, *Calamagrostis canescens*, *Caltha palustris*, *Climacium dendroides*, *Carex acutiformis*, *Carex chordorrhiza*, *Carex elata*, *Equisetum fluviatile*, *Gentiana asclepiadea* oder *Succisa pratensis* ein (vgl. auch das Aufnahmемaterial bei STEINER 1992: 329). Auch die Artenkombination des *Vaccinio*-Pinetum sylvestris zeigt, daß im Unterverband Piceo-Vaccinienion uliginosi durchaus ein gewisser Anteil an minerotraphenten Arten auftreten kann (vgl. SEIBERT in OBERDORFER 1992b: 106). In der Behandlung minerotropher Moorwälder mit Beziehung zu den Klassen Oxycocco-Sphagnetea und *Vaccinio*-Piceetea werden demnach abweichende Auffassungen vertreten (vgl. auch die Diskussion MALMER 1968 vs MOORE 1968 hinsichtlich der Oxycocco-Sphagnetea).

Ein hoher Anteil minerotropher Arten kann in beiden Assoziationen aber nicht toleriert werden, weil klassenfremde Arten aufgrund der Artenarmut dieser Bergkiefernmoore sonst schnell überwiegen. Dies wäre so, als würde man einen Bestand mit zahlreichen Mesobromion- bzw. Caricion davallianae-Arten und einigen wenigen Nardion- bzw. Caricion fuscae-Arten als Borstgrasrasen bzw. Braunseggenrasen bezeichnen. U. E. können dem Pino-Sphagnetum und dem Vaccinio-Pinetum rotundatae (bzw. allgemein der Klasse Oxycocco-Sphagnetea) nur solche Pseudohochmoor- und Übergangsmoor-Bestände zugeordnet werden, in denen nur wenige minerotrophente Gefäßpflanzen auftreten (die weit in Richtung Regenwassermoor vorschlebenden Arten, wie *Carex lasiocarpa*, *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, vgl. DU RIETZ 1954).

Tabelle 11: Ähnlichkeitsindex und soziologisches Spektrum der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft im Vergleich zu anderen Assoziationen. Weitere Hinweise im Text.

Vegetationstyp	Soziologische Gruppe																Aufnahmezahl	Artenzahl	Soerensen
	Phragmitetea	Alnetea	Quercus-Fagetea	Mol.-Arrhetea	Scheuchzerio-Caricetea	Oxycocco-Sphagnetea	Vaccinio-Piceetea	Sonstige	Phragmitetea	Alnetea	Quercus-Fagetea	Mol.-Arrhetea	Scheuchzerio-Caricetea	Oxycocco-Sphagnetea	Vaccinio-Piceetea	Sonstige			
	Absolut								Prozentual								n	n	%
Pino-Sphagnetum	-	5	1	1	-	16	16	2	-	12	2	2	-	39	39	5	241	41	24,5
Vaccinio-Pinetum rotundatae	1	5	4	1	2	12	21	3	2	10	8	2	4	24	43	6	29	49	29,7
Carici elongatae-Alnetum glutinosae	19	19	4	20	6	1	1	5	25	25	5	27	8	1	1	7	344	75	35,9
Caricion lasiocarpae	18	9	1	36	72	17	8	2	11	6	1	22	44	10	5	1	792	163	66,8
Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Ges.	14	25	9	50	74	19	22	7	6	11	4	23	34	9	10	3	168	220	100

Tabelle 11 zeigt, daß zur Klasse Alnetea glutinosae bzw. zum **Carici elongatae-Alnetum glutinosae** mit einem Soerensen-Index von 36% ebenfalls große Unähnlichkeit besteht, die einen Anschluß der minerotrophen Bergkiefernmoore an den Schwarzerlen-Bruchwald (und die Klasse Alnetea glutinosae) verbietet. Unterschiede ergeben sich vor allem durch das fast vollständige Fehlen der Oxycocco-Sphagnetea und Vaccinio-Piceetea-Arten beim Carici elongatae-Alnetum glutinosae (2%), die in den minerotrophen Bergkiefernmooren zusammen aber ca. 20% am Gesamtartenspektrum erreichen und hier hoch stet sind. Deutlich geringer ist mit 8 gegenüber 34% auch der Anteil der Scheuchzerio-Caricetea-Arten, während bei den eutraphenten Vertretern der Klasse Molinio-Arrhenatheretea, hier v.a. Arten des Calthion und Filipendulion, Übereinstimmung auf relativ hohem Niveau besteht. Vergleicht man die einzelnen Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore mit der Alnion-Assoziation, so ergibt sich die größte Übereinstimmung bei den eutraphenten Typen (Sc, Tc, Cp) und hier vor allem bei der *Crepis paludosa*-Ausbildung. Noch höhere Übereinstimmung wäre beim Vergleich mit dem Sphagno squarrosi-Alnetum in der subborealen Rasse zu erzielen (vgl. SOLINSKA-GÓRNICKA 1987: 332), weil hier Arten der Vaccinio-Piceetea den höchsten Anteil innerhalb der Alnetea-Assoziationen erreichen (vgl. a. MAST 1999). Allerdings treten auch in den Torfmoos-Erlenbrüchen fakultativ ombrotrophente Arten der Oxycocco-Sphagnetea stark zurück oder fehlen (vgl. Abbildung 22: 73).

Insgesamt wird deutlich, daß die minerotrophen Bergkiefernmoore floristisch-soziologisch, aber auch standörtlich zwischen den Moorwäldern sauer-oligotropher und den Bruchwäldern basenreich-eutropher Standorte stehen. Da die Übergänge fließend sind, ist die Grenzziehung eine Ermessensfrage. Beste Eignung besitzen u.E. aber die Oxycocco-Sphagnetea-Arten, anhand derer Alnetea-Bruchwälder und ombrominerotrophe Naßwälder unterschieden werden können (vgl. auch MAST 1999, der in seiner Gliederung der mitteleuropäischen Moor- und Bruchwälder die ombrominerotrophen Naßwälder aber nicht berücksichtigt). Dabei ist die Grenze, wie bereits angesprochen, auch ökologisch begründet, weil im Falle des Fehlens dieser Arten die Schwarzerle (gebietsweise auch die Moorbirke, vgl. z.B. GÖRS 1960) dominant ist, während die Nadelholzarten Bergkiefer, Waldkiefer und Fichte erst dann eine dominante Rolle entfalten, wenn Bultbildungen durch azidophile Arten auftreten, also eine partielle Ablösung vom Grundwasserregime mit Nährstoffverarmung zu beobachten ist.

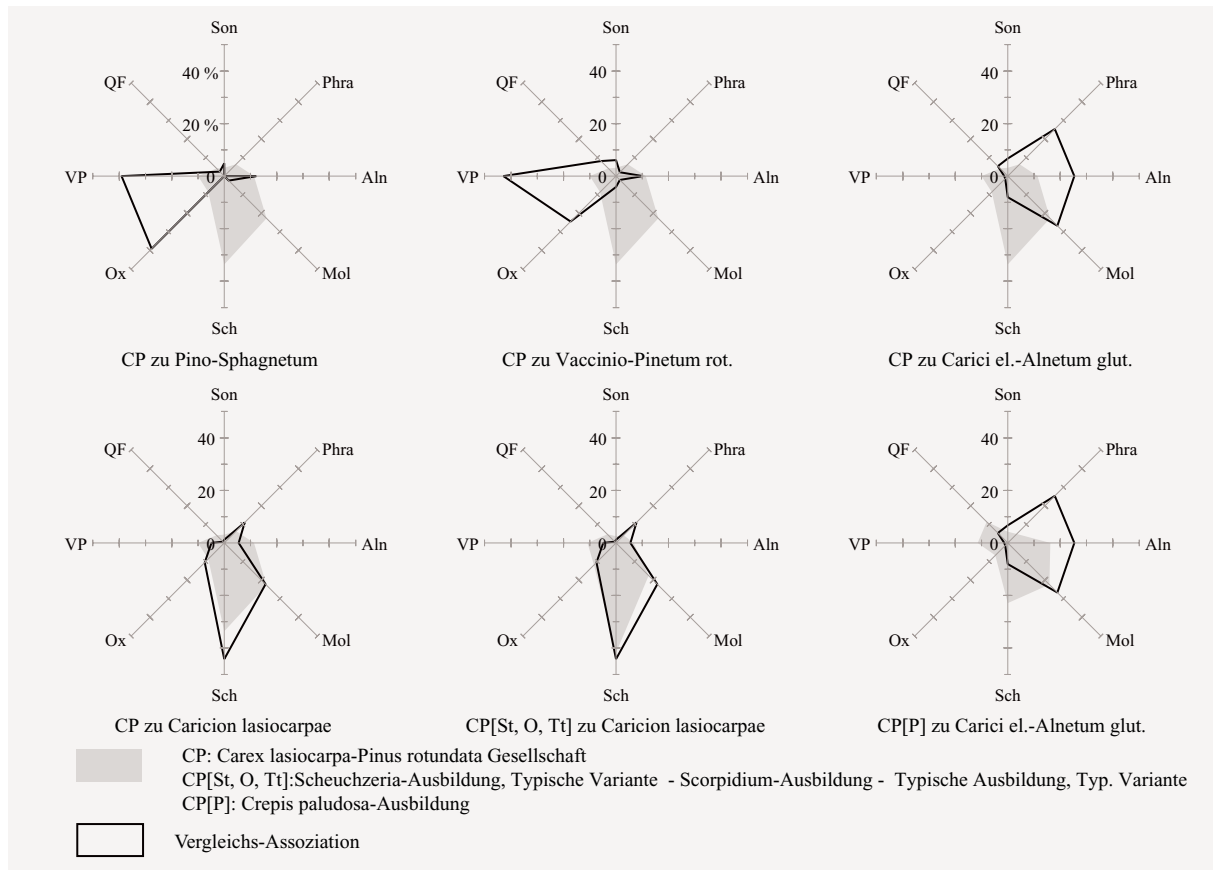


Abbildung 22: Soziologisches Spektrum der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft und ausgewählter Ausbildungen im Vergleich zu anderen Assoziationen. Die Ausbildungen mit oligotraphenten Arten (*Scheuchzeria*-Ausbildung, Typische Var.; *Scirpidium*-Ausbildung; Typische Ausbildung, Typische Variante) sind dem Verband Caricion lasiocarpae ähnlich, während die *Crepis paludosa*-Ausbildung den Übergang zum Schwarzerlen-Bruch markiert.

Hinzuweisen ist auf das **Betulo humilis-Salicetum repentis** Oberd. 64, weil zu dieser Alnetea-Assoziation eine deutlich höher Ähnlichkeit als zum Walzensseggen-Schwarzerlenbruch besteht (Soerensen-Index 48%). Ursache hierfür ist der für Alnetea-Gesellschaften ungewöhnlich hohe Anteil an Arten der Oxycocco-Sphagnetum und Scheuchzerio-Caricetum (bei WEBER 1998 ist das Betuletum humilis jetzt eine Franguletea-Assoziation). Die von OBERDORFER (1994) getroffene Zuordnung dieser Zwergstrauch-Gesellschaft zum Salicion cinereae (Alnetea) wäre aber zu überdenken und ist wohl nur deshalb zu verstehen, weil nach der klassischen Kennartenmethode kaum eine andere Anschlußmöglichkeit im System besteht. Die uns aus dem Alpenvorland bekannten Strauchbirken-Bestände weichen jedenfalls durch das starke Hervortreten ombro- und minerotraphenter Torfmoose, von Arten des Caricion lasiocarpae und vor allem durch den geringen Anteil eutraphenter Arten, die den Anschluß an die Klasse rechtfertigen, von typischen Alnetea-Gesellschaften ab. Dies deutet sich auch bei der Durchsicht der bei OBERDORFER (1992a, 34) abgedruckten Stetigkeitstabelle, vor allem bei den Sonstigen, an. Ihre dort geringe Stetigkeit erklärt sich z.T. auch aus dem hohen Anteil an Aufnahmen aus dem trophisch und in seiner Genese von anderen Mooren des Alpenvorlands abweichenden Federseegebiet (die Vegetationsentwicklung hat hier in weiten Bereichen erst mit dem Ablassen des Sees vor ca. 200 Jahren begonnen, vgl. GÜNZL 1989: 24ff.). Bei höherer Aufnahmezahl würde sich der eigenen Geländekenntnis nach zeigen, daß der Kern des *Betulo humilis-Salicetum repentis* keiner Alnetea-Assoziation entspricht, sondern eine deutliche Beziehung zum Caricion lasiocarpae aufweist, wobei sich auch hier die Aufnahmefläche als Stufenkomplex mit Mikrostruktur darstellt (vgl. auch WEBER 1998, der den Standort als mesotrophes Zwischenmoor bezeichnet und die Entstehung auch aus Caricion lasiocarpae Gemeinschaften vermutet).

Der Vergleich mit den Gesellschaften des Verbandes **Caricion lasiocarpae** zeigt mit einem Gemeinschaftskoeffizienten von über 65%, daß bezüglich der Vergleichspaare zu diesem Verband die größte Ähnlichkeit besteht.

Ohne die Ähnlichkeit gegen alle beschriebenen Syntaxa rechnerisch zu prüfen, dürfte diese Feststellung generell gültig sein, weil kein anderer Verband den minerotrophen Bergkiefernmooren augenscheinlich so ähnlich ist, wobei einzelnen Ausbildungen der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft aber mehr zum Caricion davallianae, zum Caricion fuscae, zum Rhynchosporion und zu Verbänden mit eutraphenten Arten tendieren. Deutlich wird dies in Abbildung 23 (S.74), die über das soziologische Spektrum der einzelnen Ausbildungen informiert.

Verbands- und Ordnungskennarten sowie Arten mit einem Schwerpunkt im Caricion lasiocarpae treten mit teilweise hoher Stetigkeit (in Klammern) in den minerotropen Bergkiefernmooren auf: *Carex lasiocarpa*²¹ (79), *Carex rostrata* (66), *Menyanthes trifoliata* (57), *Eriophorum angustifolium* (40), *Equisetum fluviatile* (53), *Sphagnum warnstorffii* (42), *Carex chordorrhiza* (41) u.a. Beachtlich ist auch, daß die Verbandskennart *Carex lasiocarpa* - natürlich mit Ausnahme des Caricetum lasiocarpae - in keiner anderen bei PHILIPPI (in OBERDORFER 1977: 222) dargestellten "Zwischenmoorgesellschaft" eine vergleichbare Stetigkeit erreicht.

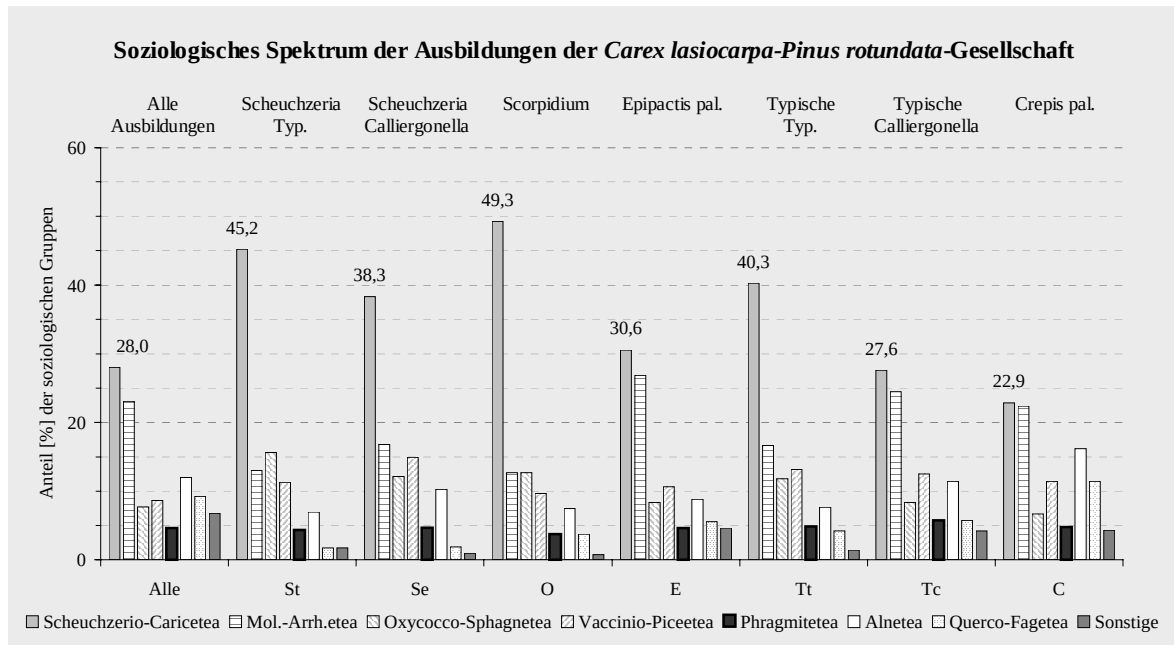


Abbildung 23: Soziologisches Spektrum der Ausbildungen der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata* Gesellschaft (die Werte weichen von den in Tabelle 11 genannten ab, weil in diese Berechnung alle Arten, also auch die mit Stetigkeit unter 3% einbezogen wurden). Zwischen den Ausbildungen bestehen deutliche Unterschiede. In der *Scheuchzeria*-Ausbildung, Typische Variante, der *Scorpidium*-Ausbildung und der Typischen Ausbildung, Typische Variante, dominieren Arten der Klasse Scheuchzerio-Caricetea, hier besteht eine enge Bindung zu den Verbänden Caricion lasiocarpae und Rhynchosporion. Dem steht die *Crepis paludosa*-Ausbildung gegenüber, die hohe Anteile an Vertretern der Alnetea und Querco-Fagetea, hier v.a. Alno-Ulmion-Arten, hat. Mit geringer Beteiligung von Oxycocco-Sphagnetea-Arten vermittelt diese Ausbildung zum Sphagno squarrosi-Alnetum.

Nachgewiesen wurden auch die Caricion lasiocarpae-Schwerpunktarten *Carex diandra*, *Cinclidium stygium*, *Meesia triquetra*, *Eriophorum gracile* und *Sphagnum obtusum*, die aber aufgrund ihrer Seltenheit (mit Ausnahme der relativ häufigeren *Carex diandra*) auch in den minerotropen Bergkiefernmooren nie höhere Stetigkeit erreichen können. Kennzeichnende Arten von Zwischenmoor-Gehölzgesellschaften sind auch *Betula humilis* und *Salix myrtilloides*, die zwar den Alnetea zugeordnet werden, die im Alpenvorland aber deutliche Caricion lasiocarpae-Tendenz zeigen (s.o.). Für bestimmte Ausbildungen des Caricion lasiocarpae typisch ist auch der hohe Anteil an Rhynchosporion-Arten, denen hier zwar keine kennzeichnende, auf Ebene der Scheuchzerietalia aber differenzierende Rolle zukommt. Vor allem für die *Scheuchzeria palustris*-Ausbildung der minerotropen Bergkiefernmoore sind *Carex limosa* (61%), *Rhynchospora alba* (63%), *Scheuchzeria palustris* (92%), *Sphagnum cuspidatum* (45%) und *Sphagnum papillosum* (45%) bezeichnend; in ihrem soziologischen Spektrum gleicht diese Ausbildung dem Caricion lasiocarpae ganz besonders deutlich (vgl. Abbildung 22, S.73). Gewisse Parallelen sind erwartungsgemäß auch bezüglich der Ausbildungen des Caricion lasiocarpae zu erkennen (vgl. DIERSSEN

²¹ Man muß bedenken, daß zur Herausarbeitung von Assoziationen häufig nur solche Aufnahmen dienen, in denen die betreffenden Kenntaxa auch vorkommen. Dieses Vorgehen fand bei der Aufnahme der minerotropen Bergkiefernmoore keine Anwendung. Prämisse war hier allein, daß *Pinus rotundata* vorkommt und daß die Begleitflora minerotrophente Arten enthält. Mit Blick auf die Namensgebung nach *Carex lasiocarpa* wäre es ein leichtes, nur solche Aufnahmen zu filtern, in der die Art auftritt. Insofern liegt der erreichte Stetigkeitswert sehr hoch.

1982: 109 ff.). *Scorpidium scorpioides* und *Campylium stellatum* markieren auch in den minerotrophen Bergkiefernmooren den Flügel zu basenreichen Rhynchosporion und Tofieldietalia-Ausbildungen, *Sphagnum papillosum*-reiche Bestände dagegen zu ärmeren Rhynchosporion- und Oxycocco-Sphagnetum-Gemeinschaften.

Prinzipiell wäre eine Anschluß der minerotrophen Bergkiefernmoore an den Verband Caricion lasiocarpae demnach zu erwägen. Es darf aber nicht übersehen werden, daß es sich bei den minerotrophen Bergkiefernmooren um eine komplex strukturierte Lebensgemeinschaft handelt, die nicht homogen im Sinne von Offenlandgesellschaften ist. So werden Bult-Schlenkenkomplexe in Offenlandgesellschaften getrennt aufgenommen, wobei Übergangsbereiche z.B. vom Bultfuß zum Schlenkenrand bei der Aufnahme typischer Gesellschaften eher ausgeklammert werden. Ungeachtet der Tatsache, daß der Caricion lasiocarpae-Verband über keine Gehölzartengemeinschaft verfügt, scheint uns ein Anschluß der minerotrophen Bergkiefernmoore allein aufgrund der unterschiedlichen Aufnahmefaktoren und der dadurch bedingten ungleichen Bestandsnatur - einzelne Kleinstandorte wie hohe Bulte besitzen keine Gemeinsamkeiten mit dem Verband - kaum möglich. Ein Caricetum lasiocarpae pinetosum rotundatae (vgl. S.68), das auch nur einen Teil der minerotrophen Bergkiefernmoore beschreiben könnte (das Aufnahmefaktoren wäre bei diesem Vorgehen auf verschiedene Assoziationen, wie Rhynchosporion albae pinetosum rot., Drepanoclado-Caricetum chordorrhiza pinetosum rot., Drepanoclado-Trichophoretum pinetosum rot. usw. zu verteilen) scheidet demnach aus.

6.3.2 Benennung und Anschluß der minerotrophen Bergkiefernmoore

Wir betrachten die minerotrophen Bergkiefernmoore als eigenständigen Vegetationstyp, der enge floristische Beziehungen zu den Fadenseggenrieden und nordischen Schlenken-Gesellschaften, vor allem zum Caricion lasiocarpae aufweist. Trotz der weiten Standortamplitude und floristischen Vielfalt der Bestände lassen sich über alle Ausbildungen gemeinsame Züge feststellen, die charakteristisch sind. Die Gesellschaft ist durch die stete Kombination aus Oxycocco-Sphagnetum-, Vaccinio-Piceetum- und Scheuchzeria-Caricetum-Arten, insbesondere durch *Carex lasiocarpa*, *Carex rostrata*, *Carex echinata*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex nigra*, *Equisetum fluviatile*, *Peucedanum palustre*, *Eriophorum angustifolium* und *Sphagnum warnstorffii* gut gekennzeichnet und gegen das Pino-Sphagnetum bzw. Vaccinio-Pinetum hierdurch und durch den hohen Anteil minerotropher Arten der Zwischen- und Niedermoore abgrenzbar. Eine Verbindung besteht auch zu den Alnetum-Gesellschaften, denen jedoch oligo- und mesotropher Arten mit Schwerpunkt im Zwischenmoor und Oxycocco-Sphagnetum-Arten fehlen. Insofern liegen die minerotrophen Bergkiefernmoore floristisch wie auch standörtlich (z.B. bezüglich des pH-Werts, vgl. 4.2 S.43) zwischen den Moorwäldern oligotroph-saurer und den Bruchwäldern basenreich-eutropher Niedermoorstandorte.

Die Bestände sollen zunächst als ranglose *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft - Fadenseggen-Bergkiefernmoor - bezeichnet werden, da der Gesellschaft eigene Kennarten - die kennzeichnenden Arten sind bereits Kennarten anderer Syntaxa und können nach bisherigem pflanzensoziologischem Vorgehen (vgl. S. 68) konventionsgemäß nicht mehrfach benutzt werden²² - fehlen. Die Benennung nach *Carex lasiocarpa* wird aufgrund der hohen Stetigkeit der Art in den minerotrophen Bergkiefernmooren, ihrer vergleichsweise engen Amplitude und ihrer weiten Verbreitung - das mitteleuropäische Artareal ist größer als das potentielle Areal minerotropher Bergkiefernbestände (vgl. MEUSEL et al. 1965) - vorgenommen. Ferner kann hierdurch die Beziehung zum Caricion lasiocarpae-Verband deutlich gemacht werden. Die Gesellschaft kann bislang nicht in den Rang eines Caricion lasiocarpae-Pinetums rotundatae ass. nov. erhoben werden, da kennzeichnende Arten dieses Moorwalds bereits Kennarten des Verbands Caricion lasiocarpae und der Ordnung Scheuchzerietalia sind. Die Benennung nach *Pinus rotundata* erfolgt aufgrund der dominierenden Rolle dieser Baumart.

Die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft läßt sich trotz sehr spezifischer Artenverbindung, die Grundlage für eine Assoziationsbeschreibung sein könnte, nach der bisher praktizierten Kennartenmethode nicht in das System der Pflanzengesellschaften des eurosibirischen und alpinen Vegetationskreises, wie es OBERDORFER

²² Formationsspezifische Kennarten werden in dieser Arbeit nicht benannt, weil der Datensatz um andere ombrominerotrophe Naßwaldtypen erweitert werden müßte (vgl. die folgenden Kapitel).

(1994) vorstellt, einordnen. Das gleiche gilt auch für andere Moorwaldtypen, vor allem der Waldkiefer, aber auch der Moorbirke und Fichte, die z.T. in den minerotropen Bergkiefernmooren ähnlicher Artenverbindung angetroffen werden können, bislang aber höchstens marginale Berücksichtigung fanden. Da diese Typen für das Verständnis der natürlichen Moorvegetation Mitteleuropas von zentraler Bedeutung sind, wird der Umstand, daß solche Artengemeinschaften keinen Platz im syntaxonomischen System finden, als erheblicher Mangel empfunden. Auch der jüngst von MAST (1999) entworfene Gliederungsvorschlag der mitteleuropäischen Naßwaldvegetation schafft hier keine Abhilfe, böte aber über die Klasse *Vaccinieta uliginosi* LOHM. et TX. in TÜXEN 1955 (vgl. a. DIERSCHKE 1994) die Möglichkeit einer Anbindung der ombrominerotropen Moorwälder. Im folgenden Kapitel wird deshalb ein Vorschlag zur Diskussion gestellt, in welche Richtung das System der Naßwaldvegetation u.E. zu entwickeln wäre.

6.4 Die Stellung der minerotropen Bergkiefernmoore in einer erweiterten Moor- und Bruchwaldgliederung

Ungeachtet der Kennarten-Frage soll im folgenden ein Übersichtsschema zur Gliederung der Naßwaldvegetation auf Basis von soziologischen Gruppen entwickelt werden. Dabei bietet es sich an, auch auf soziologische Einheiten der gehölzfreien Vegetation zurückzugreifen, weil das hier über eine Vielzahl pflanzensoziologischer Analysen festgestellte soziologische Verhalten der Arten, ihr soziologisches Spektrum, nicht grundsätzlich vom Verhalten der Arten in den Naßwäldern abweicht. Die Begleitflora vieler Arten stellt sich in der gehölzfreien Moorvegetation ähnlich dar wie in Naßwäldern; *Scheuchzeria palustris* ist auch hier mit *Rhynchosporion*-Arten, *Drepanocladus revolvens* mit Basenzeigern und *Caltha palustris* mit eutraphenten Arten assoziiert. Da im Rahmen dieser Arbeit nicht das für Süddeutschland oder Mitteleuropa verfügbare Aufnahmемaterial für Moor- und Bruchwälder verarbeitet werden konnte und, wie oben dargestellt, für eine Reihe wichtiger ombrominerotropher Naßwaldtypen nur wenige Aufnahmen vorliegen, kann an dieser Stelle nur ein deduktiv erarbeiteter Übersichtsansatz vorgestellt werden. Aus dem gleichen Grund sollen hier auch keine formationsspezifischen Charakterarten benannt werden.

Da die Methode der formationsspezifischen Charakterarten die Möglichkeit bietet, floristisch ähnliche Einheiten nebeneinander zu führen (z.B. Magnocaricion und Bruchwälder mit Magnocaricion-Arten), ist darauf zu achten, daß Syntaxa gleicher hierarchischer Ebene auch gleicher/ähnlicher soziologischer und damit auch ökologischer Inhalt und Umfang zukommt. Im Zuge einer synsystematischen Überarbeitung wäre jedenfalls darauf zu achten, daß die derzeit bestehenden Disparitäten abgebaut werden (vgl. S. 69).

In Form einer schematisierten Übersicht informiert Abbildung 24 (S. 77) über die vorgeschlagen Hauptgruppen und deren weitere Unterteilung. Der botanisch-moortypologischen Gliederung entsprechend, wäre auf oberer Gliederungsebene die Trennung von Naßwäldern ombrotropher bzw. oligotroph-saurer (Regenwassermoore, Reisermoore), ombrominerotropher (Zwischen- und Übergangsmoore) und rein minerotropher Standorte (Niedermoore) zu vollziehen.

I. Torfmoos- und Beerstrauch-Moorwälder basenarm-saurer, ombrotropher Moore

Artenarme, meist koniferenbeherrschte Wälder nasser bis relativ trockener, saurer, basenarmer Torfe. Minerotraphente Arten treten nur vereinzelt auf, das Gros der Arten entstammt aus den Klassen *Oxycocco-Sphagnetum* und *Vaccinio-Piceetum* (incl. azidophytischer Begleiter und aus anderen Klassen übergreifender Arten, z.B. *Nardo-Callunetum*). Folgende Gesellschaften sind zu dieser Gruppe zu stellen: Torfmoos- und Beerstrauch-Moorwälder der Latsche und Bergkiefer (*Pino-Sphagnetum*, *Vaccinio-Pinetum rotundatae*), der Waldkiefer (*Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*), der Moorbirke (*Vaccinio uliginosi-Betuletum*) und der Fichte (*Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi* = *Sphagno girgensohnii-Piceetum*). In den Zentralalpen kann auch die Zirbe dominant sein ("*Vaccinio uliginosi-Pinetum cembrae*").

Die Moorwälder dieser Gruppe sind negativ durch das Fehlen minerotraphenter Naßwald-Arten gekennzeichnet. Sofern man den Entfaltungsschwerpunkt (zur Problematik vgl. S. 66) einbezieht, könnten Vertreter der *Oxycocco-Sphagnetum* und *Vaccinio-Piceetum* als holde Kenntaxa bezeichnet werden (sie treten mit gleicher Stetigkeit ja

auch in den ombrominerotrophen Moorstädern auf). Die von MAST (1999, vgl. a. DIERSCHKE 1994) vorgeschlagene Zusammenführung der nach OBERDORFER (1994) auf zwei Klassen verteilten Moorstädern (beachte das Sphagnetum magellanici pinetosum rot.) in der Klasse Vaccinietea uliginosi LOHM. et TX. in TÜXEN 1955 (s. aber auch das Gliederungskonzept von PASSARGE 1968) ist sinnvoll und aufgrund der floristischen Ähnlichkeit (vgl. v.a. die Berechnungen von NEUHÄUSEL 1969) begründet. Da in der Artenverbindung der Torfmoos- und Beerstrauch-Moorstädern bis auf die jeweils herrschende Baumart höchstens marginale Unterschiede bestehen (jedoch geographische und Höhen-Differentialarten), kann auch mit der auf Strukturtypen bezogenen Kennartenmethode über synthetische Merkmale nur eine Assoziation aufgestellt werden. Die derzeit praktizierte Unterscheidung nach der dominanten Baumart (Vacc.-Pinetum rotundatae, Vacc.-Pinetum sylvestris usw.) wäre demnach aufzugeben.

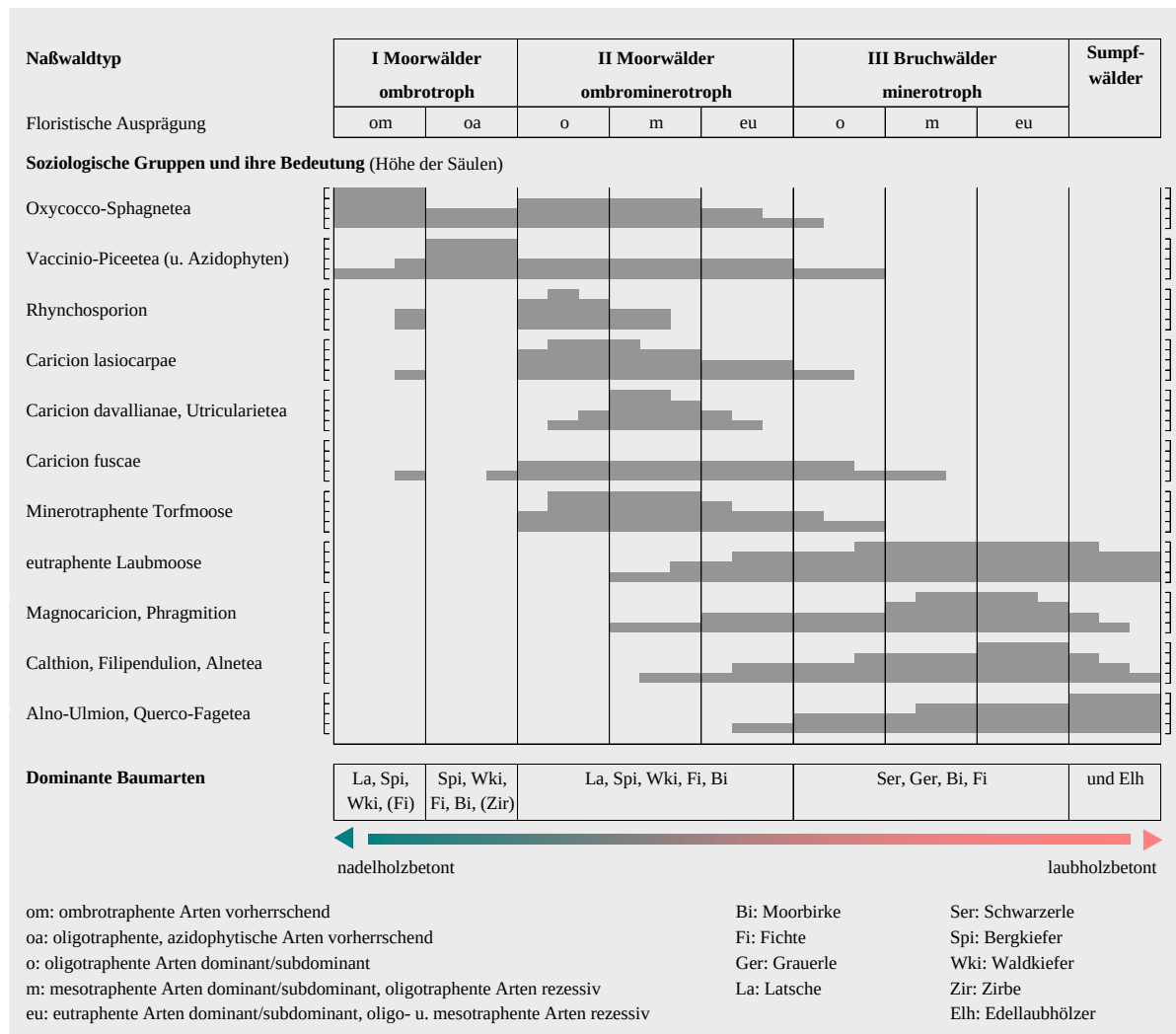


Abbildung 24: Schematisierte Übersicht zur Hauptgliederung und weiteren Unterteilungen der Naßwaldvegetation anhand soziologischer Gruppen.

Auch MAST (1999) diskutiert dieses Problem und schlägt vor, die Kiefern- und Moorbirken-Bestände im Vaccinio-Betuletum zusammenzuführen (vgl. a. LIBBERT 1933). Es ist zu erwarten, daß dieses Vorgehen in der angewandten Pflanzensoziologie zwar nachvollzogen werden kann, den Wald- und Bergkiefern-Moorwald als Vaccinio-Betuletum zu bezeichnen, aber keine große Zustimmung finden wird. Bei einem System, das seine weite Verbreitung gerade der breiten praktischen Anwendung verdankt (vgl. DIERSCHKE 1994 zur Entwicklung der Pflanzensoziologie), ist dies nicht unbedenklich. Unter Berücksichtigung dessen, daß sich die Problematik nicht nur im Bereich azonaler und extrazonaler Wälder stellt - fast alle Makro-Phanerophyten haben bezogen auf die

Begleitflora eine sehr weite Amplitude mit großen Überschneidungsbereichen - wäre zu prüfen, ob im Falle der Waldvegetation nicht Assoziationsdifferentialarten der Gehölzschicht zur Beschreibung der Basiseinheit der Syntaxonomie ausreichen. Erinnert sei in diesem Zusammenhang auch an Magnocaricion-Assoziationen oder an die jüngst vorgestellte Gliederung der Franguletea (vgl. z.B. *Salix cinerea* bei WEBER 1998: 71). Die Trennung der Assoziationen beruht hier häufig allein auf der Dominanz (OBERDORFER 1977: 139) und/oder der Vitalität (WEBER 1998: 3), also analytischen Merkmalen (vgl. HOBOHM 1994), die sich schlecht in synthetische überführen lassen (Vitalität ist ein relatives Merkmal), in synthetischen Tabellen in der Regel nicht dargestellt werden und, sofern sie sinnvoll transformiert werden können, mit Überlappung breit streuen. Der Assoziationsbeschreibung über Dominanz und Vitalität der holden Kennarten haftet immer Subjektivität an, während eine über Steigkeitswerte abgesicherte Gliederung nach Differentialarten transparent und plausibel ist.

II. Torfmoos-Seggen-Moorwälder ombrominerotropher Moore

Stellvertretend für andere Moorwälder dieser Gruppe stehen die minerotropen Bergkiefernmoore, anhand derer die entscheidenden Wesenszüge dieser Naßwaldtypen dargestellt werden können: Vergemeinschaftung ombrotropher und minerotropher Arten auf engem Raum und damit Indikation eines Zwischen- oder Übergangsmoorstadiums, deutliche Prägung der unteren Niveaubereiche durch basenreiches Grundwasser, Vorkommensschwerpunkt von Scheuchzerietalia-, Caricetalia fuscae- und Tofieldietalia-Arten innerhalb der Naßwälder, geringe bis mäßige Produktivität, Grenzstandorte der Gehölzfähigkeit im schwach minerotropen Standortbereich. In diese Gruppe wären folgende Typen aufzunehmen: ombrominerotrophe Moorwälder und Gebüsche der Bergkiefer, der Latsche, der Waldkiefer, der Moorbirke und der Fichte. Da für die letztgenannten Typen aus Süddeutschland nur sehr wenige Vegetationsaufnahmen vorliegen, wäre eine pflanzensoziologische Bearbeitung wünschenswert.

Gliederung und mögliche Kenntaxa: Bei Berücksichtigung des Vorschlags von BERGMEIER et al. (1990) und DIERSCHKE (1992 u. 1994: 340 ff.) wären die Wälder dieser Gruppe nicht allein über holde, sondern über eine große Zahl fester (und treuer) Kenntaxa vor allem der Klasse Scheuchzerio-Caricetea charakterisiert und gegen die Torfmoos- und Beerstrauch-Moorwälder sowie die Bruchwälder und Sumpfwälder abgegrenzt. Da die Klasse Scheuchzerio-Caricetea artenreich ist und viele Arten sehr spezifische Standortsituationen indizieren, bieten sich verschiedene Gliederungsmöglichkeiten an. Folgende Untergliederung erscheint aus Sicht der minerotropen Bergkiefernmoore sinnvoll:

- ▶ Ombrominerotrophe Moorwälder mäßig basenarmer Standorte. Das Grundgerüst bilden Arten der Scheuchzerietalia, der Caricetalia fuscae und azidophytische Arten der Bulte. Den Übergang zu Moorwäldern ombrotropher, nasser Standorte markieren v.a. Rhynchosporion-Arten und minerotrophente Torfmoose (z.B. *Carex limosa*, Sphagnum der Sektion *Subsecunda*).
- ▶ Ombrominerotrophe Moorwälder basenreicher, wenig produktiver Standorte. Lichte und niederwüchsige Moorwälder und Gebüsche der Bergkiefer, Latsche und Waldkiefer im Bereich von quellwasserbeeinflussten Mooren mit größerer Torfmächtigkeit. Differenzierend sind Arten der basenreichen Kleinseggenriede (*Carex davalliana*, *Carex pulicaris*, *Epipactis palustris*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Selaginella selaginoides*, *Tofieldia calyculata*), Braunmoose basenreich-oligotropher Standorte (*Campyllum stellatum*, *Calliergon trifarium*, *Drepanocladus revolvens*, *Scorpidium scorpioides*) und die Wasserschlach-Arten *Utricularia minor*, *Utricularia intermedia* und (selten) *Utricularia stygia*.
- ▶ Ombrominerotrophe Moorwälder basenreicher, mäßig produktiver Standorte. Moorwälder im Übergang zu den Bruchwäldern der Klasse Alnetea. Die Schwarzerle gewinnt an Vitalität, eutraphente Arten des Calthion, Filipendulion, Magnocaricion treten verstärkt auf, während die Präsenz der ombrotrophenten Arten abnimmt. Bei den minerotropen Bergkiefernmooren ist diese Gruppe durch die *Crepis paludosa*-Ausbildung repräsentiert.

Nach bisheriger Auslegung der Klassen Alnetea, Vaccinio-Piceetea und Oxycocco-Sphagnetalia können die ombrominerotropen Moorwälder keiner dieser Einheiten überzeugend angeschlossen werden. Da nach der formationsbezogenen Kennartenmethode zahlreiche Kenntaxa aus der Offenlandvegetation zu Verfügung stehen,

wird das System der Naßwaldgliederung im Zuge einer Neufassung andere Inhalte erfahren. Wie eine solche aussehen könnte, kann hier nicht vertieft werden. Vorgeschlagen wird aber, die ombrotrophen **und** die ombrominerotrophen Moorwälder in einer Klasse zu vereinigen, da die kennzeichnenden und gegen die Bruchwälder der Klasse *Alnetea glutinosa* differenzierenden *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten übergreifen (vgl. Tabelle 10 S.71 u. Tabelle 11 S.72). Der syntaxonomischen Übersicht von DIERSCHKE (1994: 345ff) folgend, käme die Klasse *Vaccinietea uliginosi* Lohm. et Tx. in Tx. 1955 in Frage, die auch MAST (1999: 106ff.) vorschlägt. In ihrem Umfang wäre die Klasse entsprechend zu erweitern. Denkbar wäre auch die von PASSARGE (1968) gewählte Bezeichnung "Uliginosi-Betulo-Pinetea", die begrifflich auf Waldgesellschaften verweist. Den Nomenklaturregeln entsprechend (vgl. BARKMAN et al. 1986) wäre die Benennung auf einen Doppelbegriff zu reduzieren (*Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris*). Die Trennung der ombrotrophen von den ombrominerotrophen Moorwäldern wäre u.E. erst auf Ebene der Ordnung, in etwa folgender Form zu vollziehen (vgl. auch Abbildung 24 S.77):

Klasse: Birken-, Fichten- und Kiefern-Moorwälder

("Vaccinietea uliginosi", "Vaccinio uliginosi-Pinetea", "Betulo-Pinetea")

Kennarten: V.a. *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten sowie auf sehr basenarme Moore übergreifende *Scheuchzeria-Caricetea*-Arten (*Calliergon stramineum*, *Drepanocladus fluitans*, *Scheuchzeria palustris*, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum*, *Rhynchospora alba* und wenige andere). Gegen die Klasse *Vaccinio-Piceetea* differenzieren u.a. die *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten, gegen die *Alnetea* die *Oxycocco-Sphagnetes*-, die *Vaccinio-Piceetea*-Arten und Arten der untergeordneten Stufen (OC, VC).

Ordnung 1: Torfmoos-Moorwälder basenarmer (ombrotropher) Moore

Sofern man den holden Kennarten (Arten mit mehreren Schwerpunkten, deren Optima nach Dominanz und Vitalität bewertet wird) keinen diagnostischen Wert beimisst, sind die Torfmoos-Moorwälder gegenüber Ordnung 2 negativ gekennzeichnet. Eine weitere Untergliederung (auf Verbandsebene) in ombrotrophe Torfmoos-Moorwälder nasser Moore und Beerstrauch-Moorwälder trockener Sauerort-Standorte, die zur Klasse *Vaccinio-Piceetea* (v.a. *Bazzanio-Piceetum*) überleiten, ist über Charakterarten wahrscheinlich nicht möglich.

Ordnung 2: Torfmoos-Seggen-Moorwälder mäßig basenreicher, ombrominerotropher Moore

Kennarten: Durch *Scheuchzeria-Caricetea*-, *Scheuchzerietalia*- und *Caricetalia fuscae*-Arten wäre die Ordnung reich gekennzeichnet (treue und feste Kennarten!) und gegenüber den Torfmoos-Moorwäldern wie auch gegen die Klasse *Alnetea* klar abgegrenzt. Die Untergliederung in Verbände könnte aus Sicht der minerotrophen Bergkiefernmoore entsprechend obiger Einteilung erfolgen.

III. Bruchwälder minerotropher Moore

Naßwaldgesellschaften, in denen Arten der Verbände *Phragmites*, *Magnocaricion*, *Calthion*, *Filipendulion* und der Klasse *Alnetea* ihren Schwerpunkt haben. Im Unterschied zu den Moorwäldern spielen ombrotrophente oder azidophytische Arten keine Rolle, einige Vertreter markieren aber den Übergang zu den ombrominerotrophen Moorwäldern (im *Sphagno squarrosi-Alnetum* bzw. entsprechenden Fichten-Bruchwäldern). Auch hier wird sich der Vorschlag der Beschränkung der Kennarten auf Strukturtypen als sehr innovativ erweisen, weil die Klasse *Alnetea* dann über eine größere Zahl fester und holder Kennarten definiert werden kann und die weitere Untergliederung zu floristisch untermauerten und ökologisch aussagekräftigen Ergebnissen führen wird. In diesem Zusammenhang erscheint die Konzeption von MAST (1999), der das Prinzip der formationsspezifischen Charakterarten anwendet, noch nicht vollständig überzeugend, weil zahlreiche Arten vor allem aus der Klasse *Phragmites* treue und feste Kennarten der Klasse oder nachgeordneter Syntaxa sein könnten (zu prüfen z.B. für *Carex appropinquata*, *Carex elata*, *Carex paniculata*, *Galium palustre ssp. elongatum*, vgl. auch DIERSCHKE 1992: 7). Ökologisch sinnvoll und floristisch möglich scheint auch eine gegenüber MAST stärkere Aufspaltung in Assoziationen, weil *Sphagno-Alnetum* und *Carici elongatae-Alnetum* nur einen Teil des *Alnetea*-Gesamtspektrums darstellen (z.B. das "Carici elatae-Alnetum", vgl. FRANZ, 1988: 634, MUCINA et al. 1993a: 38). Wie bei allen Naßwald-Gemeinschaften besteht aber auch hier das Problem, daß die Trennung der Moorbirken-, Schwarzerlen- und Fichten-Bruchwälder im Grunde nur über Assoziationstrennungen möglich ist, weil sich die Untervegetation weitgehend entspricht. Die in Süddeutschland im Alpenvorland und am Alpenrand (z.B. Flysch-Kette) verbreiteten Fichten-Bruchwälder bedürfen noch einer eingehenden Analyse, möglicherweise wären sie in Gänze (Auftreten von *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten!) zu den ombrominerotrophen Moorwäldern zu stellen.

Mikrostrukturelle Unterschiede der Moor- und Bruchwälder

Charakteristikum der Moorwälder (Kapitel 3.5.1, s.a. DIERSSEN & DIERSSEN 1984) wie auch vieler Bruchwälder (z.B. SCAMONI 1954, DÖRING 1987, DIERSCHKE 1988a) ist die komplexe, mosaikartige Struktur der Feldschicht-Vegetation, die Ausbildung von Stufenkomplexen. Auch hier bestehen z.T. markante Unterschiede:

Tabelle 12: Bult-Schlenkenstruktur der Moor- und Bruchwälder

Ia. Torfmoos-Moorwälder

Schlenkenniveau (telmatisch): nasse Ausbildungen mit *Sphagnum cuspidatum*-, seltener *Sphagnum majus*-Schlenken. Deutlich minerotraphente Arten fehlen, Übergangsbestände zu II mit noch wenigen, weit in Richtung ombrotrophes Milieu vordringenden Arten (*Carex limosa*, *Eriophorum angustifolium*).

Teppichhorizont, Bultfuß: Wüchsige Torfmoosrasen vor allem mit hochdeckendem *Sphagnum magellanicum* oder bei größerer Nässe *Sphagnum papillosum*. MBWZ normalerweise fehlend, nur in Pseudohochmooren in geringer Zahl und Deckung vorhanden und dann auf ± tiefwurzelnde Arten beschränkt (oft reliktsch).

Bultkopf: nur in den trockeneren Ausbildungen meist als *Polytrichum strictum*-*Calluna vulgaris*-*Vaccinium myrtillus*-Bult entwickelt. *Sphagnum fuscum*-Bulte im Alpenvorland relativ selten, in Mooren der Zentralalpen oft bestimmend. *Vaccinium uliginosum* selten und mit geringer Deckung. MBWZ normalerweise fehlend.

Ib. Beerstrauch-Moorwälder

Schlenkenniveau: Fehlt (!)

Teppichhorizont, Bultfuß: Mit Sphagnen und Laubmoosen trockener Sauerortf-Standorte durchsetzte Chamaephyten-Stufe (im Alpenvorland v.a. *Sphagnum capillifolium*). *Sphagnum magellanicum* oft weniger vital (kleinköpfig u. kurztriebig). MBWZ fehlen (bei starker Entwässerung aber Torfmineralisierungszeiger).

Bultkopf: Beerstrauch-Laubmoos-Bulte (*Dicranum bergeri*, *Pleurozium schreberi*, *Leucobryum glaucum* u.a.). Zeiger für mineralstoffreiches Grundwasser fehlend.

II. Torfmoos-Seggen-Moorwälder

Schlenkenniveau: Sehr artenreich und vielfältig bei Beteiligung unterschiedlicher Anspruchstypen. Z.B. *Sphagnum fallax* (sauer-basenarm), *Calliergon trifarium* (basenreich-oligotroph), *Calliergon giganteum* u. *Calliergonella cuspidata* (basenreich-meso- bis eutroph). Helo-, seltener Hydrophyten verschiedener ökologischer Amplitude.

Teppichhorizont, Bultfuß: Aufgrund des weiten Standortspektrums ebenfalls sehr vielfältig. In Abhängigkeit von der Basen- und Nährstoffversorgung Torfmoos-Horizonte (z.B. *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum papillosum*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum teres*, *Sphagnum warnstorffii*), Laubmoos-Rasen basenreich-oligotropher (*Campylium stellatum*, *Drepanocladus revolvens*) und basenreich-eutropher (*Plagiommium elatum*, *Rhizomnium punctatum*) Ausprägung. Auch als moosarme Rasenstufe (*Trichophorum cespitosum*). MBWZ in großer Zahl.

Bultkopf: Meist als *Polytrichum strictum*-*Calluna vulgaris*-*Pleurozium schreberi*-*Vaccinium oxycoccus*-*Vaccinium myrtillus*-Bult. Fast immer mit ausläufertreibenden oder tieferwurzelnden Mineralbodenwasserzeigern durchsetzt! (vgl. Foto 9, 10).

III. Bruchwälder (minerotroph)

Schlenkenniveau: Eutraphente Laubmoose, z.T. Hydrophyten (*Callitriche cophocarpa*, *Hottonia palustris*, *Lemna minor*, *Marchantia polymorpha* ssp. *aquatica*, *Potamogeton natans*, *Sparganium minimum*). Bis auf *Sphagnum fimbriatum* keine Torfmoose der telmatischen Stufe.

Teppichhorizont, Bultfuß: Hochwüchsige Helophyten und im erhöhten Bereich meist artenreiche Laub- und Lebermoos-Rasen (*Calliergonella cuspidata*, *Calypogeia azurea*, *Climacium dendroides*, *Eurhynchium striatum*, *Plagiochila asplenoides*, *Plagiommium undulatum*, *Trichocolea tomentella* u.a.). Im Übergang zu II minerotraphente Torfmoose (*Sphagnum centrale*, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum squarrosum*, *Sphagnum teres*), dabei fakultativ ombrotrophente Arten fehlend oder selten und dann in geringer Zahl.

Bultkopf (Wurzelteller): Oft nur schütter bewachsener, offenbodiger Wurzeltellerkomplex mit Querco-Fagetea-Arten (!): *Circaea alpina*, *Deschampsia cespitosa*, *Daphne mezereum*, *Dryopteris carthusiana*, *Oxalis acetosella*, *Rubus fruticosus* agg. u.a. Azidophyten nur in den zu II vermittelnden Ausbildungen und in geringer Zahl: *Avenella flexuosa*, *Polytrichum formosum*, *Vaccinium myrtillus*, *Sphagnum angustifolium* (vgl. DÖRING 1987).

6.5 Zur Eigenständigkeit der ombrominerotropen Moorwälder

Da die Bergkiefer als streng präalpide Sippe nur vergleichsweise kleinräumig verbreitet ist und innerhalb dieses Verbreitungsgebiets minerotrophe Bergkiefernmoore deutlich seltener sind und kleinflächiger auftreten als solche sauer-oligotropher Moorstandorte, mag das Fehlen ombrominerotropher Moorwälder im Naßwaldgliederungssystem als wenig gravierend bewertet werden. Zu einer anderen Bewertung gelangt man, wenn man die vor allem aus Nordeuropa beschriebenen minerotropen Moorwälder berücksichtigt. Die minerotropen Bergkiefernmoore verlieren dann ihre auf den ersten Blick singuläre Stellung und können als Teil einer eigenen, floristisch deutlich abgegrenzten Moorwaldgruppe, die nicht als lokales Phänomen zu werten ist, erkannt werden. Im folgenden soll also der Frage der Eigenständigkeit solcher Moorwälder nachgegangen werden.

6.5.1 Ombrominerotrophe Moorwälder Nordeuropas im Verhältnis zur *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft

(1) Situation

Aus Finnland liegen sehr aufschlußreiche Beschreibungen ombrominerotropher Moorwälder vor. Im Rahmen dieser Arbeit von Interesse sind dabei in erster Linie die minerotropen Waldkiefern-Moorwälder, weil *Pinus sylvestris* der Bergkiefer ökologisch ähnlich ist, dabei aber eine wesentlich großräumigere, sich über die eurasiatische und boreale Zone erstreckende Verbreitung hat. Die Frage der Eigenständigkeit ombrominerotropher Moorwälder läßt sich also viel besser aus Sicht der Waldkiefer als aus dem eingeschränkten Areal der Bergkiefer beurteilen.

Da sich in der moorkundlichen finnischen Literatur Vegetations- und Moorgliederung weitgehend entsprechen und die Benennung der Vegetationseinheiten vielfach über floristisch-moortypologische Begriffe erfolgt, soll zunächst eine Übersicht über die Haupttypen erfolgen. Aufbauend auf dem von CAJANDER (1913) entwickelten Gliederungsvorschlag wurde das zunächst auf vier Haupttypen basierende System in folgende Dreiteilung überführt (vgl. HEIKURAINEN 1953, EUROLA 1962, TOLONEN 1967):

1). Baumlose Moore (Weißmoore und Braunmoore, von CAJANDER noch unterschieden): Nasse Moore ohne trockenere Bulte, arm an größeren Reisern, die Moosvegetation besteht hauptsächlich aus Torfmoosen bzw. sogenannten Braunmoosen (Amblystegiaceen, Meesiaceen, *Cinclidium stygium* u.a.). 2). Reisermoore: Hauptsächlich von Sphagnen und Reisern gebildete Moorvegetation mit fast durchgängig vorhandenem Waldwuchs, der hauptsächlich aus Waldkiefern besteht. 3). Bruchmoore: Waldmoore, deren Holzbestand aus Fichte oder Laubhölzern gebildet wird, während die Waldkiefer stark zurücktritt. Innerhalb der Hauptgruppen erfolgt eine feine Gliederung nach floristischen und moorstrukturellen Merkmalen, wobei insgesamt der Gradient von ombrotroph zu minerotroph abgebildet wird.

Bei den von der Waldkiefer bestockten Mooren sind v.a. die Weißmoor-Reisermoore und die Braunmoor-Reisermoore von Bedeutung. Diese Einheiten, die in Finnland auf großer Fläche auftreten (z.B. das Weißmoor-Reisermoor mit fast 8% an der Moorfläche Nordfinnlands und damit der flächenmäßig vorherrschende Reisermoortyp, vgl. RUUHJÄRVI 1960: 160), seien nachfolgend vorgestellt.

Weißmoor-Reisermoor: Nach dem Aufnahmемaterial von RUUHJÄRVI (1960: 162, Tab. 39) handelt es sich um kleinwüchsige und lichte Waldkiefern-Bestände (Höhe bis 10 m, Deckung bis 50%). Als Begleitbaumarten werden Moorbirke und Fichte mit geringer Beteiligung genannt. Der in drei Subtypen unterteilte Moortyp (= Vegetationstypen-Gruppe) stellt sich als Komplex von Bulten (Reisermoor) und Weißmoor-Zwischenräumen dar, wobei in Südfinnland (Hochmoorregion) *Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum angustifolium*, in Nordfinnland (Aapamoorregion) dagegen *Sphagnum fuscum* die dominanten Bultmoose sind²³. In struktureller Hinsicht besteht also große Ähnlichkeit zu den minerotropen Bergkiefernmooren (Bult-Schlenken-Struktur, geringe Höhe und Deckung der Baumschicht). Das gleiche gilt aber auch in floristischer Hinsicht, weil in den torfmoosreichen Waldkiefern-Moorwäldern zahlreiche minerotrophente Arten nasser Moore siedeln. Folgende Arten aus Vegetationsaufnahmen mit höherer Gehölzdeckung (>30 bis 50%, RUUHJÄRVI 1960, Tab. 39 Nr. 10, 23, 27, 29) seien angeführt:

²³ Ein Wechsel, der im Alpenraum von den Mooren montaner Lage der Randalpen zu den Mooren hochmontaner bis subalpiner Lage der Inneralpen zu beobachten ist.

Aulacomnium palustre, *Calliergon stramineum*, *Caltha palustris*, *Carex chordorrhiza*, *Carex dioica*, *Carex lasiocarpa*, *Carex limosa*, *Carex magellanica*, *Carex rostrata*, *Dactylorhiza incarnata*, *Dactylorhiza maculata*, *Drosera anglica*, *Equisetum fluviatile*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum gracile*, *Meesia triquetra*, *Menyanthes trifoliata*, *Paludella squarrosa*, *Pedicularis palustris*, *Potentilla palustris*, *Salix aurita*, *Salix myrtilloides*, *Scheuchzeria palustris*, *Sphagnum subsecundum*, *Tofieldia pusilla*, *Trichophorum alpinum*, *Trichophorum cespitosum*.

In das Gliederungssystem der minerotrophen Bergkiefernmoore können diese Aufnahmen völlig zwanglos eingebunden werden. Da eutraphente Arten fehlen und im Schlenken- bis Teppichhorizont stärker minerotraphente Moose nicht auftreten, *Sphagnum papillosum* dagegen hohe Deckung erreicht, würde die von RUUHJÄRVI festgestellte Artenkombination aus Sicht der minerotrophen Bergkiefernmoore auf die *Scheuchzeria*-Ausbildung und die Typische Ausbildung entfallen. Dies gilt auch für die von TOLONEN aus Nordkarelien mitgeteilten Aufnahmen (1967: 232 Tab. 2 Nr. 23-24). Ein Aspekt verdient besonderer Erwähnung. Die Analyse der minerotrophen Bergkiefernmoore hat gezeigt, daß *Carex lasiocarpa* die Artengemeinschaft in Gänze kennzeichnet und soziologisch wie auch ökologisch gegen die Moorbüden ombrotropher Standorte wie auch gegen die Bruchbüden differenziert. Das gleiche Verhalten zeigt die Art im Aufnahmestoff von RUUHJÄRVI. *Carex lasiocarpa* ist auch in den Waldkiefern-Moorbüden der Weißmoor-Reisermoore hoch präsent (fast 90%, zusammen mit den Braunmoor-Reisermooren 80%) und greift nur auf die versauerten Ausbildungen der Bruchbüden, die Weißmoor-Brüden der Moorbirke und Fichte (!), das sind in der Hauptsache durch *Sphagnum angustifolium* und/oder *Sphagnum magellanicum* dominierte Bestände mit reichlichem Vorkommen minerotraphenter Arten, über.

Braunmoor-Reisermoore: Waldkiefern-Moorbüden dieses Moortyps wurden von HEIKURAINEN (1953) in seiner Arbeit über "Die kiefernbewachsenen eutrophen Moore Nordfinlands - Eine Moortypenstudie aus dem Gebiet des Kivalo-Höhenzuges", mit über 60% Moorfläche eine der moorreichsten, knapp unterhalb des Polarkreises gelegenen Regionen Finnlands, intensiv untersucht. Mit Ausnahme einer zu den Mineralböden überleitenden Ausbildung (Dünnstieliges Braunreisermoor) werden die Bestände von der Waldkiefer dominiert, als Nebenbaumarten erreichen Moorbirke und Fichte im Mittel maximal ca. 1/3 an der Baumartenzahl und höchstens 5% an der Kubikmasse (HEIKURAINEN 1953: 100). Der Moorboden ist stark strukturiert, "als wesentlicher Zug erscheint der mosaikartige Wechsel von Büden und Büdenzwischenräumen" (S. 6). Bereits CAJANDER (1913: 176) macht auf die Vielfalt des Moortyps aufmerksam und definiert "Kombination von Braunmoor und Reisermoor, unter sich sehr verschiedenartig". Um diese Vielfalt aufzulösen, wählt HEIKURAINEN eine sequentielle Aufnahmetechnik und unterteilt die aufzunehmende Gesamtfläche in Teilflächen (0,5 x 0,5m²). Aus deren Analyse werden sogenannte Teilsiedlungen abgeleitet, die anschließend zu Siedlungen zusammengefaßt werden. Weil die Kombination der Teilsiedlungen der minerotrophen Waldkiefernmoore Finnlands der Komplexstruktur der minerotrophen Bergkiefernmoore gleicht, seien einige Teilsiedlungen erwähnt:

- *Scorpidium scorpioides*-Teilsiedlung: Die Charakterisierung von HEIKURAINEN (1953: 24) deckt sich nahezu vollständig mit den entsprechenden Verhältnissen in den minerotrophen Bergkiefernmooren der *Scorpidium*-Ausbildung (vgl. Kapitel 3.4.2 S.23): Moosreiche bis fast nackte Schlenkengesellschaft aus *Scorpidium scorpioides* (dominant) und *Calliergon trifarium*, an höheren Stellen *Drepanocladus revolvens* und *Campylium stellatum*. Charakteristische Kormophyten sind *Eriophorum angustifolium*, *Drosera anglica*, *Utricularia spec.*, häufig vorhanden auch *Carex dioica* und *Carex lasiocarpa*.
- Eine floristisch-strukturelle Entsprechung der *Trichophorum cespitosum*-*Campylium stellatum*-Teilsiedlung findet sich mit den dominanten Arten *Trichophorum cespitosum*, *Trichophorum alpinum*, *Molinia caerulea* und den kennzeichnenden Moosen *Drepanocladus revolvens* und *Campylium stellatum* in den minerotrophen Bergkiefernmooren der *Scorpidium*- und der *Epipactis palustris*-Ausbildung.
- Die *Menyanthes trifoliata*-*Drepanocladus revolvens*-*Drepanocladus exannulatus*-Teilsiedlung nennt HEIKURAINEN als typisch für streifenförmige Depressionen mit fast ganzjährigem Einfluß von wenig fließendem (stagnierendem) Grundwasser. Mit *Bryum pseudotriquetrum*, *Cinclidium stygium*, *Equisetum fluviatile*, *Equisetum palustre*, *Homalothecium nitens*, *Meesia triquetra*, *Rhizomnium pseudopunctatum* werden Arten genannt, deren Schwerpunkt bereits im Bereich mesotropher bzw. eutropher Moore liegt. Eine ähnliche Artenkombination ist auch in den minerotrophen Bergkiefernmooren anzutreffen.

• Von den höher stehenden Teilsiedlungen seien noch die *Calluna vulgaris-Sphagnum fuscum*- und die torfmoosärmere *Vaccinium vitis-idaea-Pleurozium schreberi*-Teilsiedlung erwähnt. Mit dem Unterschied, daß im eigenen Aufnahmestoffmaterial *Sphagnum magellanicum* dominiert und *Sphagnum fuscum* selten ist, treten beide Teilsiedlungen in ähnlicher Ausprägung auch in den minerotrophen Bergkiefernmooren auf. Festzuhalten ist auch, daß - wiederum den minerotrophen Bergkiefernmooren entsprechend - die Bulte fast nie rein ombrotroph sind: "*Carex dioica*, *Carex vaginata*, *Carex lasiocarpa*, *Molinia caerulea*, *Equisetum fluviatile* und *Menyanthes trifoliata* sind zwar ziemlich allgemein zugegen, müssen aber hier in erster Linie als Reliktarten betrachtet werden." (HEIKURAINEN 1953: 47). Beide Teilsiedlungen "stehen floristisch den Reiseremooren näher, doch ist der Anteil der Braunmoosarten dermaßen bedeutend, daß sie wohl schwerlich irgendeiner Reiseremoor-Pflanzengesellschaft an die Seite gestellt werden können." (S. 65). Eine vollständige Ablösung vom minerotrophen Gesamtmilieu ist also auch hier nicht gegeben (Foto 9 u. 10).

(2) Befund

Obwohl zwischen den kiefernbestandenen Weiß- und Braunmoor-Reiseremooren Nordeuropas und den minerotrophen Bergkiefernmooren größere Unterschiede bestehen - wie z.B. die unterschiedliche Bedeutung von Matrixarten (*Sphagnum fuscum* vs. *Sphagnum magellanicum*), das Vorkommen rein nordisch verbreiteter oder arktisch-alpiner Sippen, die im Verbreitungsgebiet der minerotrophen Bergkiefernmoore nicht auftreten (*Carex vaginata*, *Drepanocladus badius*, *Saussurea alpina*, *Sphagnum subfulvum*, *Tofieldia pusilla* u.a.), oder die starke Präsenz in Mitteleuropa seltener, hochgradig schutzrelevanter Arten (*Betula nana*, *Cinclidium stygium*, *Eriophorum gracile*, *Juncus stygius*, *Paludella squarrosa*, *Salix myrtilloides*, *Saxifraga hirculus*) - überwiegen die Gemeinsamkeiten, die auf allen Ebenen der Betrachtung existieren, bei weitem:

- ▶ Die Variationsreihe basenreich zu basenarm, oligotroph zu eutroph und trocken zu naß wird in floristisch sehr ähnlicher Form, oft durch die gleichen Arten, nachgezeichnet. Die von HEIKURAINEN (1953: 7) in standörtlicher Sicht getroffene Aussage "Quellwasser scheint also in gewissen Fällen zur Entstehung von braunmoorartiger Vegetation zu führen, im allgemeinen scheinen jedoch ein hoher Kalkgehalt des Felsgrundes oder das letzterem entstammende karbonatreiche Moränengesteine die Grundvoraussetzung für das Auftreten der Braunreiseremoore darzustellen" dürfte auch für einen Teil der minerotrophen Bergkiefernmoore, nämlich die Ausbildungen mit Amblystegiaceen basenreich-oligotropher Moore, Gültigkeit besitzen.
- ▶ Die Bedeutung der Waldkiefer wächst in Richtung oligotroph-sauer und oligotroph-basenreich, erst bei höherem Anteil eutraphenter Arten und geringer Torfmächtigkeit gewinnen Moorbirke, Fichte und Grauerle (die Schwarzerle fällt im Norden Skandinaviens aus, vgl. Abbildung 19 S.49, s.a. HULTEN 1950) an Einfluß. Das gleiche Verhalten in Bezug zu den genannten Baumarten zeigt die Bergkiefer.
- ▶ Ausgesprochene Kongruenz herrscht auch im mikrostrukturellen Bereich in der Abfolge, Präsenz und Kombination der Stufen und ihrer wasserhaushaltlichen und trophischen Stellung. Wie unter Bergkiefern-Schirm werden auch in den minerotrophen Waldkiefern-Mooren Nordeuropas Stufenfolgen angetroffen, die moortypologisch als Zwischenmoor (der *Scorpidium scorpioides*-Stufenkomplex der minerotrophen Bergkiefernmoore gegenüber dem Rimpibraunmoor), als Übergangsmoor (der *Sphagnum cuspidatum*-Stufenkomplex gegenüber den Typen Kurzhalmbiges oder das Eigentliche Weißmoor-Reiseremoor) oder als Pseudo-hochmoor (arme Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore und die Eigentlichen Wollgrasreiseremoore, vgl. z.B. 1967: TOLONEN 232ff.) anzusprechen sind.
- ▶ Auffällig hohe Übereinstimmung ergibt sich insbesondere beim Vergleich der Steten, die minerotrophen Bergkiefernmoore im Speziellen kennzeichnenden Arten. Die Differentialarten der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft, insbesondere *Carex lasiocarpa*, aber auch *Carex chordorrhiza*, *Carex echinata*, *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Sphagnum subsecundum*, *Sphagnum warnstorffii* und *Trichophorum alpinum* sind in den Weißmoor- bzw. in den Braunmoor-Reiseremooren höchstens vorhanden und differenzieren auch diese gegen Moorwald-Biozönosen armer und reicher Standorte. Identisch ist auch das Verhalten der Arten oligotroph-saurer Standorte (*Oxycocco-Sphagnetum*, *Vaccinio-Piceetum*), die sowohl in den minerotrophen Bergkiefernmooren

als auch in den nordeuropäischen minerotropen Waldkiefer-Wäldern durchgängig vorhanden sind. Zu weiterführenden Überlegungen gibt die Tatsache Anlaß, daß in beiden Moorwaldtypen zumindest aus mitteleuropäischer Sicht oft für Arten offener Lebensräume gehaltene Arten hier einen Primärlebensraum finden (*Carex chordorrhiza*, *Carex dioica*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Hammarbya paludosa*, *Juncus stygius*, *Meesia triquetra* u.v.a.)

Als Fazit darf die enge verwandtschaftliche Beziehung der minerotropen Bergkiefernmoore mit den minerotropen Waldkiefernmooren der Weißmoor- und Braunmoor-Reisermoor Finnlands herausgestellt werden. Aus floristisch-soziologischer Sicht bilden diese - zusammen mit bestimmten Ausbildungen der Fichten- und Moorbirken-Wälder - eine eigene, klar differenzierte Moorwald-Gruppe, die als solche auch Eingang in die syntaxonomische Gliederung des eurosibirischen Vegetationskreises finden sollte und deren nähere Untersuchung nicht nur aus systematischer Sicht lohnend, sondern aus syndynamischer Sicht, vor allem im Hinblick auf Fragen des Naturschutzes im Allgemeinen und des Artenschutzes im Speziellen, geboten erscheint.

7 Dynamik

Historische Karten, wie beispielsweise die aus den Jahren 1812 bis 1867 stammenden Kartenblätter für Bayern (Topographischer Atlas vom Königreich Bayern, Bay. Landesvermessungsamt), zeigen für das Alpenvorland weithin offene, d.h. gehölzfreie Moorlandschaften, deren Entstehung auf den großflächigen Einfluß extensiver²⁴ Nutzungsweisen zurückzuführen ist. Selbst in Luftbildern aus den 1950'er Jahren läßt sich der einstige Offenlandcharakter vieler Moore noch erahnen (vgl. Abbildung 25) und auch heute existieren noch Mooregebiete, wie z.B. zentrale Teile des Murnauer Moores, die trotz Jahrzehnte währender Brache einer Gehölzbestockung auf großer Fläche entbehren. Der Prozeß der Bewaldung, der sich auf einem Großteil der etwa seit Mitte der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts aus der Nutzung ausgeschiedenen Flächen natürlicherweise vollziehen würde, ist also bei weiten noch nicht abgeschlossen.

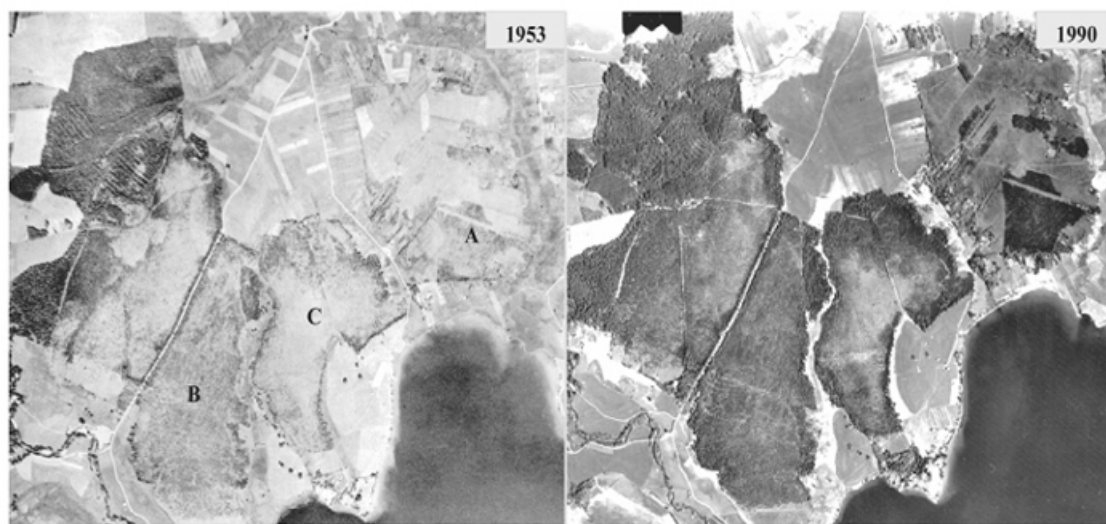


Abbildung 25. Luftbildausschnitt für den nördlichen Teil der Staffelseemoore im nördlichen Landkreis Garmisch-Partenkirchen (Links und Mitte Tannenbachfilz, rechts Finsterholzfilz).

Zu erkennen ist der Bewaldungsfortschritt (v.a. Bergkiefer) in der Anfang des 20. Jahrhunderts sehr wahrscheinlich noch vollständig gehölzfreien Moorlandschaft. Deutlich wird auch die Abhängigkeit des Tempos der Gehölzetaablierung vom Entwässerungsgrad: Bereich A sehr stark entwässertes Randgehänge mit heute dichter Bewaldung, Bereich B Zwischenstellung, Bereich C nicht entwässert bzw. sekundär vernäster, primär offener Moorteil (Jahreszuwachs der sehr vereinzelt stehenden Bergkiefern um 3 cm, Niedrigstwasserstand nach Pegelbeobachtungen oberflächennah bzw. in Teilen über Flur).

Aus dieser Situation heraus ist sehr wahrscheinlich bzw. für viele Bestände auch sicher (Luftbildvergleich), daß sich ein Großteil der untersuchten minerotrophen Bergkiefernmoore erst in diesem Jahrhundert entwickelt hat. Wenn auch Angaben über bereits um 1900 etablierte Bestände vorliegen (LEININGEN 1906, PAUL 1910) und minerotrophe *Pinus*-Moore auch über paläosoziologische Analysen belegt wurden (vgl. S. 97), dürfte es sich in der Mehrzahl der Vorkommen um eine vergleichsweise junge Vegetationsform handeln, die bei stark rückläufigem potentiellen Siedlungsareal - als Folge der großflächigen Moormeliorationen mit Beginn des 20. Jahrhunderts - eine gewisse Arealausweitung zeigt. Diese Tendenz ist - eine unbeeinflusste Entwicklung unterstellt - auch für die Zukunft anhaltend: Flächen mit juveniler Bergkiefernbesiedlung, auf denen sich in einigen Jahrzehnten der Übergang von einer Offenland zu einer Gehölzformation vollziehen wird, sind nicht selten (Foto 18, 20). Da den minerotrophen Bergkiefernmooren eine bedeutende Artenschutzfunktion zukommt, interessieren aus dieser Sicht v.a. zwei Fragen:

- Welche Offenland-Vegetationstypen bilden die Ausgangsbestände der sekundär-progressiven Sukzession zum minerotrophen Bergkiefernmoor?

²⁴ Extensiv im Hinblick auf den Energie- und Nährstoffeinsatz, im Hinblick auf den Flächenbedarf und Arbeitseinsatz aber intensiv

- Wie stabil ist die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft in struktureller und floristischer Sicht?

Von Interesse wäre natürlich auch der Verlauf der primär-progressiven Sukzession, auf den vor allem über differenzierte Großrestanalysen geschlossen werden könnte (Foto 19, 22). Solche genauen Analysen liegen nach eigener Kenntnis aus Süddeutschland aber nur in sehr geringer Zahl vor und werden dadurch erschwert, daß die beiden in süddeutschen Mooren vorkommenden *Pinus*-Arten anhand der Großreste nur bei gut erhaltenem Material zuverlässig voneinander getrennt werden können (vgl. SCHMIDT 1981, LANG 1994). Auf ein in mehrfacher Hinsicht besonders aufschlußreiches Vegetations- und Torfprofil wird aber in Kapitel 7.3.3 eingegangen (S.98).

7.1 Ausgangsvegetation bei sekundär-progressiver Sukzession

Die Frage, welcher Bereich der Offenland-Moorvegetation sich zu minerotropen Bergkiefernmooren entwickeln kann, wäre gesichert nur über Dauerbeobachtungen oder den Vergleich mit älteren Vegetationsaufnahmen zu beantworten. Unter der Annahme, daß Indikatorarten der vorausgehenden Offenland-Vegetation vor allem in den jungen Stadien der minerotropen Bergkiefernmoore erhalten bleiben (entweder als Relikte oder auch dauerhafte Elemente der Artenkombination), sind aber Aussagen zum Sukzessionsverlauf eingeschränkt möglich. Verbindende Elemente zur Offenlandvegetation sind dabei diejenigen Arten der minerotropen Bergkiefernmoore, die schwerpunktmäßig in Assoziationen oder Gesellschaften offener Moore siedeln. Zum Teil können sie als syndynamische Zeigerarten (einer direkten Sukzessionslinie) gewertet werden. Folgende Offenland-Assoziationen und Gesellschaften sind danach als Ausgangspunkt der Entwicklung minerotropher Bergkiefernmoore in Betracht zu ziehen:

Caricion davallianae-Komplexe²⁵

Mögliche Ausgangsgesellschaften: Caricetum davallianae, Drepanoclado-Trichophoretum cespitosi, Primulo-Schoenetum, Campylio-Caricetum dioicae, *Trichophorum alpinum*-Ges.

Die starke Präsenz von Arten des Caricion davallianae Verbands und der Ordnung Tofieldietalia in der *Epipactis palustris*- und in der *Scorpidium scorpioides*-Ausbildung der minerotropen Bergkiefernmoore macht wahrscheinlich, daß zwischen den genannten Kleinseggenried-Gesellschaften und der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft eine direkte Sukzessionslinie besteht. Hierfür spricht auch die in einigen Mooregebieten ange-troffene unmittelbare räumliche Benachbarung beider Einheiten (Kleinseggenried-Brachen grenzen an Bergkiefernmoore obiger Ausbildungen, vgl. Luftbild in Abbildung 30 S.94). Den Geländebefunden nach zu urteilen, sind allerdings nur solche Kleinseggenried-Gesellschaften von Bergkiefernbesiedlung betroffen, in denen über das Geländeniveau erhabene Laub- oder Torfmoos-Bulte angetroffen werden (s.u.). Dies gilt auch für alle nachfolgend genannten Offenland-Gesellschaften. Bei den in Betracht zu ziehenden Kleinseggenrieden basenreicher Standorte handelt es sich also nicht um den Kern dieser Gesellschaften, sondern nur um solche Ausbildungen, die stärker durch azidophile Arten geprägt sind und zu Oxycocco-Sphagnetum-Gesellschaften vermitteln (vgl. z.B. die Subassoziationen mit *Sphagnum warnstorffii* oder *S. subnitens* bei DIERSEN 1982). Sehr häufig scheint das Drepanoclado-Trichophoretum Ausgangspunkt der Entwicklung zu sein, wobei die für oberflächlich versauerte Standorte typische Kleinseggen-Gesellschaft (z.B. GÖRS 1963, 1964, vgl. a. TYLER 1979, 1979a) auch unter dem Bergkiefernschirm als Rasenstufe über Jahrzehnte in floristisch vergleichbarer Form erhalten bleiben kann (z.B. Bayersoiener Moorlandschaft/GAP, Murnauer Moos/GAP).

Rhynchosporion-Komplexe

Mögliche Ausgangsgesellschaften: Caricetum limosae, Rhynchosporion albae [und Sphagno-Utricularion-Gesellschaften]

Beide Assoziationen sind in oligotropen Ausbildungen der minerotropen Bergkiefernmoore Teil des Komplexgefüges. Bei kleiner Aufnahmefläche könnten folgende Rhynchosporion-Ausbildungen als Teilsiedlungen vor allem der *Scheuchzeria*- und *Scorpidium*-Ausbildung (vgl. Vegetationstabelle 1 S.18, Differentialartenblock

²⁵ Der Begriff des Komplexes soll in diesem Zusammenhang darauf aufmerksam machen, daß es sich nicht um homogene Flächen, sondern um kleintopographisch deutlich strukturierte Flächen (Schlenken, Rasenstufe, Bult) handelt, wobei das jeweilige Syntaxon (hier Caricion davallianae) den Gesamtcharakter prägt.

D_S, D_SO) der minerotrophen Bergkiefernmoore aufgenommen werden: Subassoziation von *Sphagnum cuspidatum*; von *Sphagnum fallax*; von *Sphagnum subsecundum*, von *Sphagnum majus*, von *Scorpidium scorpioides* und typische Subassoziation in der Variante von *Sphagnum papillosum* (Gliederung nach DIERSSEN u. REICHELT 1988, vgl. auch KRISAI 1970, ZIMMERLI 1988). Da im Bereich der Rhynchosporion-Gesellschaften selbst aufgrund der Dauernässe keine Gehölzetaablierung möglich ist, ist auch hier das Vorkommen erhöhter Kleinstandorte Voraussetzung für die Etablierung der Bergkiefer.

Caricion lasiocarpae-Caricion fuscae-Komplexe

Mögliche Ausgangsgesellschaften: Caricetum lasiocarpae, Drepanoclado-Caricetum chordorrhizae, *Carex rostrata*-Gesellschaft, Parnassio-Caricetum fuscae, *Eriophorum angustifolium*-Ges., *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum recurvum*-Gesellschaft u.a.

Kennarten beider Verbände sind über alle Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore höchstet beteiligt, so daß davon ausgegangen werden kann, daß genannte Assoziationen und Gesellschaften einen Ausgangspunkt der Entwicklung minerotropher Bergkiefernmoore darstellen können. Voraussetzung ist auch hier, daß über den Moorwasserspiegel erhöhte Kleinstandorte auftreten oder die Ausgangsgesellschaften selbst bereits trockener stehen, wie dies z.B. bei Caricion lasiocarpae-Gesellschaften mit Bultarten (sphagnetosum im Sinne von BRAUN 1970) der Fall ist.

Oxycocco-Sphagnetum-Übergangsmoor-Komplexe

Mögliche Ausgangsgesellschaften: Sphagnetum magellanici, Eriophoro-Trichophoretum cespitosi (beide in Ausbildungen mit hoher Beteiligung minerotropher Arten), ranglose Gesellschaftsfragmente

Vor allem die Typische Ausbildung der minerotrophen Bergkiefernmoore umfaßt Artenkombinationen, die gehölzfreien Übergangsmoorgesellschaften (z.B. einem an minerotrophent Arten reichen Eriophoro-Trichophoretum) floristisch entsprechen. Parallel zur Entwicklung von Pino-Sphagnetum und Vaccinio-Pinetum aus ombrotrophen, nicht primär offenen Torfmoos- oder Torfmoos-Heide-Mooren ist für einen Teil der minerotrophen Bergkiefernmoore also eine Entwicklung aus Torfmoos-Übergangsmoorgesellschaften anzunehmen. Gestützt wird diese Annahme zum Sukzessionsverlauf vor allem durch Luftbildvergleiche. So sind in vielen Hoch- und Übergangsmooren Süddeutschlands nutzungsbedingte Parzellenstrukturen mit einem Wechsel von gehölzfreien und mit *Pinus rotundata* bestockten Flächen zu erkennen, die für eine direkte Sukzessionsfolge sprechen (sehr deutlich z.B. im Schwarzseefilz/Murnauer Moos, vgl. auch Abbildung 25 S.85).

Mögliche andere Ausgangsgesellschaften

Arten der Verbände Calthion, Filipendulion, Magnocaricion und Phragmition treten in den minerotrophen Bergkiefernmooren zum Teil mit größerer Stetigkeit auf. Als Ausgangspunkt der Entwicklung minerotropher Bergkiefernmoore kommen Assoziationen dieser Verbände mit wenigen Ausnahmen (Torfmoos-Ausbildungen des Caricetum elatae, Cladietum marisci, vgl. S.25) aber nicht in Frage, weil sich nach Nutzungsaufgabe auf solchen Flächen vor allem die Schwarzerle etablieren dürfte. Tendenziell zeigt sich dies auch im Aufnahmestoff: Mit zunehmendem Anteil der eutraphenten Arten wächst die Bedeutung der Schwarzerle und allgemein der konkurrierenden Baumarten (vgl. Abbildung 28 S.90).

Die hier vorgestellte Annahme, daß bestimmte Ausbildungen der basenreichen und basenarmen Kleinseggenriede, der Fadenseggen-Moore und der Schlenken-Gesellschaften sowie Torfmoos-Übergangsmoore Ausgangsbiozönosen der Entwicklung zu minerotrophen Bergkiefernmooren sein können bzw. im Umkehrschluß Ersatzgesellschaften dieser Lebensgemeinschaften darstellen, scheint an eine grundsätzliche Voraussetzung gebunden. Nach den Geländebeobachtungen werden die oben genannten Vegetationstypen nämlich nur dann durch Bergkiefer besiedelt, wenn offene, nicht durch höherwüchsige Kormophyten beschattete Moos-Bulte in den Flächen vorkommen (das gleiche Verhalten zeigt nach KARPOV, 1983 zit. in WALTER & BRECKLE 1986: 417, die Fichte in borealen Naßwäldern, vgl. auch WITTLICH, 1955, für *Pinus sylvestris*). Warum diese durch diverse Torfmoose, aber auch Laubmoose, wie *Aulacomnium palustre* und *Polytrichum strictum*, gebildeten Kleinstandorte Kristallisationspunkte der Etablierung darstellen, hat vermutlich folgende Ursachen.

Bei der generativen Vermehrung von *Pinus*-Arten in Forstbaumschulen werden feuchte, ausreichend belüftete Substrate und höhere Temperaturen empfohlen (z.B. KRÜSSMANN 1981, vgl. auch MAYER 1984). Mit hoher

Wasserhaltekraft bei lockerer Lagerung (z.B. PAUL 1908, OVERBECK & HAPPAH 1957, zum Sauerstoffgehalt vgl. DIERSSEN 1996: 322) sind solche Bedingungen am ehesten in den Moosbulten realisiert. Im Temperaturverlauf sind Bulte gegenüber Schlenken zwar extremer (geringere Wärmekapazität, starke Schwankungen, vgl. EUROLA 1968), die zeitige Erwärmung (geringe Albedo, Exposition) könnte aber einen Keimungsvorteil darstellen. Von zentraler Bedeutung dürfte der höhere Lichtgenuß der über die Geländeoberfläche exponierten, nicht durch Kormophyten beschatteten Bulte sein. Nach Untersuchungen von SARVAS (1950) ist der Keimungserfolg bei *Pinus* nämlich unmittelbar von der Lichtintensität abhängig. Möglicherweise spielen aber auch andere Faktoren, wie die fehlende Wurzelkonkurrenz oder die Ausbildung der ektotrophen Mykorrhiza (*Pinus*-Arten sind obligatorisch mykotroph, MEYER 1973 zit. in KINZEL 1982: 442), eine Rolle. Gerade die ausgeglichene Durchfeuchtung und Durchlüftung der lockeren Moosbulte, thermische sowie spezifische Substrateigenschaften (z.B. der hohe Zellulose-Gehalt) könnte die entscheidende Ursache für eine erhöhte Infektionsrate durch Mykorrhiza-Pilze sein.

7.2 Konkurrierende Gehölzarten: Zur Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore als Dauergesellschaft

Im folgenden soll der Frage nachgegangen werden, ob die Bergkiefer ihre dominante Stellung in der Baumschicht auf Dauer behaupten kann, die *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft also in Gänze oder in Teilen eine Dauergesellschaft (sensu BRAUN-BLANQUET 1964: 649) ist. Bevor hierauf eingegangen wird, bedarf der Begriff der Dauergesellschaft (= edaphische Klimax) zunächst einiger Hinweise.

Im Gegensatz zu Mineralböden (wenig geneigter Lage) zeigen Moorböden eine viel stärkere Dynamik, die abiotische Umwelt der Moor- und Bruchwald-Biozönosen ist bereits vergleichsweise labil. Dabei liegen die auslösenden Momente dieser standörtlichen Instabilität in der Biozönose selbst oder kommen von Außen (z.B. allgemeiner Grundwasseranstieg im Moorumfeld oder Moorerosion). Bedenkt man, daß sich innerhalb einer Baumgeneration (für *Alnus glutinosa* ca. 100 Jahre) die Standorte durch Torfbildung gravierend verändern können - bei zunehmender Torfakkumulation von ca. 10 cm z.B. von einem noch basenreichen, aber schlecht gepufferten Zwischenmoor zu einem an der Oberfläche flächig sauren Übergangsmoor - so kann von einer Dauergesellschaft im Sinne einer dauerhaft beständigen Vegetationsform nicht mehr in jedem Falle gesprochen werden. Von der exogen bedingten Instabilität von Moorstandorten zeugen z.B. inverse Torfprofile mit Wechsellagen rein organischer und organomineralischer Torfe. Auch hier kann der Begriff der Dauergesellschaft zu falschen Schlüssen führen, hat jedenfalls aufgrund des Hysteresiseffekts (die Reaktion der Gehölzarten auf das Ereignis dürfte i.d.R. verspätet erfolgen) stärker theoretischen Charakter.

Aber auch für den Fall, daß man eine anhaltende standörtliche Gleichgewichtssituation gedanklich unterstellt (vgl. das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation, z.B. TÜXEN 1956, KOWARIK 1987), bleibt die Problematik hoher Zyklizität, die zum einen durch die Kurzlebigkeit der bestandsbildenden Baumarten selbst bedingt ist, zum anderen durch exogene Faktoren (Windwurf) ausgelöst wird. Dauerhaftigkeit ist im Moor- und Bruchwaldbereich also von anderer Dimension als im Bereich zonaler Wälder mit längerfristig strukturstabilen Phasen (z.B. SCHMIDT 1998). Erschwerend kommt hinzu, daß für einen größeren standörtlichen Bereich der Naßwälder diszessive Entwicklungen - im Sinne von ELLENBERG (1979: 5) richtungsneutrale, innerhalb der gleichen Formation verlaufende Sukzession, die, falls zyklisch, mit PFADENHAUER (1997: 79) auch als langfristige Fluktuation aufgefaßt werden können - wahrscheinlich sind, ohne daß sich die standörtliche Situation insgesamt geändert hätte. Als Beispiel für solche Entwicklungen sei die Abfolge von Schwarzerle und Fichte im Bereich von Bruchwaldstandorten, wie sie FALINSKI (1986, 1988) aus dem Bialowieza Nationalpark beschreibt, erwähnt: Die über den Moorwasserspiegel erhabenen Wurzelteller älterer Schwarzerlen ermöglichen der Fichte die Besiedlung, die in einer folgenden Entwicklungsphase zur Dominanz gelangt, später als flachwurzelnde, windwurfgefährdete Art aber wieder ausfällt und der Schwarzerle das Feld überläßt. Da sich die standörtliche Situation insgesamt kaum ändert und sowohl die Erlen- als auch die Fichten-Phase relativ dauerhaft sind und die höchst mögliche Entwicklungsstufe darstellen, wären auf einem Standort also zwei Dauergesellschaften zu unterscheiden (zeitliche Vikarianz).

Da keine Dauerbeobachtungen vorliegen, kann die Beantwortung der Frage, ob die Bergkiefer ihre Dominanz in der Phanerophyten-Schicht auf Dauer behaupten kann, nur in Näherung über das Verhalten der potentiell konkurrierenden Gehölzarten erfolgen. Über die Bedeutung der potentiellen Konkurrenten im Aufnahmestadium informiert Abbildung 26 (S.89). Sowohl im Hinblick auf die Präsenz als auch in Bezug auf den Anteil an der Gesamtdeckung wichtigster potentieller Konkurrent von *Pinus mugo* agg. ist danach die Fichte, Schwarzerle und Moorbirke folgen mit größerem Abstand bei etwa gleichem Deckungsanteil und gleicher Stetigkeit. Die Grauerle ist im Aufnahmestadium vergleichsweise selten mit *Pinus mugo* agg. assoziiert und erreicht nur wenigen Fällen höhere Anteile an der Gesamtdeckung.

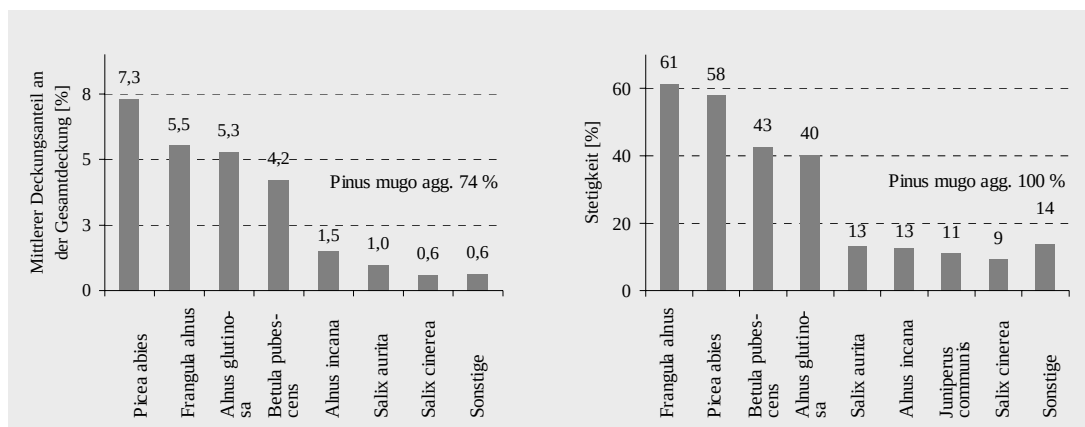


Abbildung 26: Mittlerer Deckungsanteil und Stetigkeit der konkurrierenden Gehölzarten über alle Vegetationsaufnahmen (n=181).

Zwischen den Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore bestehen erwartungsgemäß deutliche Unterschiede (vgl. Abbildung 27). Mit einem Deckungsanteil der Begleitbaumarten von 45% entsteht der Bergkiefer nur in der *Crepis paludosa*-Ausbildung starke Konkurrenz, während in den Ausbildungen mit Vorherrschen der oligo- und mesotraphenten Arten (*Scheuchzeria*-Ausb., *Scorpidium*-Ausb., Typische Ausb.) die Bergkiefer ca. 90% an der Gesamtdeckung ausmacht. Ein zukünftiger Baumartenwechsel ist im Falle der höherwüchsigen und dunkleren *Crepis paludosa*-Ausbildung (vgl. Abbildung 11 S.40) also wahrscheinlicher als bei den anderen Ausbildungen.

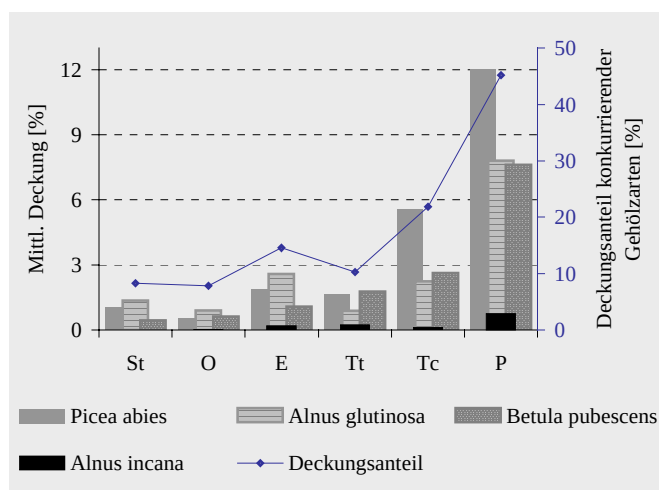


Abbildung 27: Mittlere Deckung der konkurrierenden Baumarten und ihr Anteil an der Gesamtdeckung. St: *Scheuchzeria*-Ausbildung, Typ. Var. - O: *Scorpidium*-Ausbildung - E: *Epipactis*-Ausbildung - Tt: Typische Ausbildung, Typ. Var. - Tc: Typische Ausbildung, *Calliergonella* Var. - P: *Crepis* Ausbildung

Überprüft man die Beziehung zwischen dem Anteil der konkurrierenden Gehölzarten und den ermittelten strukturellen Parametern, so ergibt sich eine starke positive Korrelation zur Bestandshöhe ($r=70\%$) und auch zur Deckung ($r=65\%$). Je höher und dichter die minerotrophen Bergkiefernmoore sind, desto stärker ist also die Konkurrenz der Begleitbaumarten (zur Höhe vgl. Abbildung 28, S.90). Da die Bestandshöhe auch eine Funktion des Alters ist, könnte man einen Dominanzwechsel im Zuge der Entwicklung vermuten (Brachebesiedlung durch Bergkiefer, die später z.B. von Fichte abgelöst wird). Voraussetzung für diese Annahme wäre aber vollständige standörtliche Homogenität, die nicht vorliegt (vgl. z.B. pH-Wert, Kapitel 4.2 S.43). Geringe Bestandshöhe kann ja auch Ausdruck pessimaler Standortbedingungen sein. Hierin dürfte die unterschiedliche Höhenentwicklung der Ausbildungen (vgl. Abbildung 11 S.40) der minerotrophen Bergkiefernmoore ihre hauptsächliche Erklärung finden. Die geringen beobachteten jährlichen Zuwachsraten im Falle der Ausbildungen mit Dominanz oligo- und mesotraphenter Arten (*Scheuchzeria*-, *Scorpidium*- u. Typische Ausbildung, Typ. Var.) sprechen jedenfalls für einen standörtlichen Zusammenhang (meist unter 10 cm Jahreszuwachs = 10 m Höhe in 100 Jahren). Daß ein solcher auch zur Deckung oder zum Deckungsanteil der konkurrierenden Baumarten besteht, zeigt die Korrelati-

on zum pH-Wert (Korrelation Deckung zu pH für Fichte 23%, für Grauerle 21%, für Schwarzerle 14%). Wesentlich stärker ist die Beziehung zur Anzahl an eutraphenten oder mesotraphenten²⁶ Arten oder ihrer Deckung (vgl. Abbildung 28 für die Anzahl). Da zwischen der Anzahl eutraphenter bzw. mesotraphenter Arten und der Bestandshöhe der minerotrophen Bergkiefernmoore ebenfalls ausgeprägte Abhängigkeiten bestehen (62%), kann das im Aufnahmемaterial realisierte Gesamtverhalten folgendermaßen charakterisiert werden. Mit zunehmender Zahl eutraphenter Arten nimmt die Wuchsleistung der Bestände zu und steigt der Anteil konkurrierender Baumarten bzw. sinkt die Bedeutung der Bergkiefer. Die Wahrscheinlichkeit, daß es sich bei den an eutraphenten Arten reichen Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore (die wuchskräftiger und dichter sind) um Dauergesellschaften handelt ist also geringer als im Falle des Vorherrschens oligo- und mesotraphenter Arten. Dieser Befund steht erwartungsgemäß in Einklang mit den in der Literatur getroffenen Einschätzungen zur Baumarten-Konkurrenz im Naßwaldbereich, wonach die durch oligotraphente Arten geprägten Bergkiefernmoore *Pino-Sphagnetum* und *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* als Dauergesellschaften gelten (z.B. SEIBERT in OBERDORFER 1992: 63). Ergänzend dazu ergeben sich aus den gefundenen Beziehungen aber Indizien dafür, daß die Bergkiefer auch im Bereich nasser, basenreich-oligotropher Moore (*Scorpidium*-Ausbildungen) eine Dauergesellschaft bilden kann. Demnach bestünde im Moorbereich ein den *Pinus sylvestris*-Wäldern auf Mineralböden synchrones Verhalten (vgl. die Verbände *Erico-Pinion* auf basenreich-trockenen und *Dicrano-Pinion* auf basenarm-trockenen Substraten).

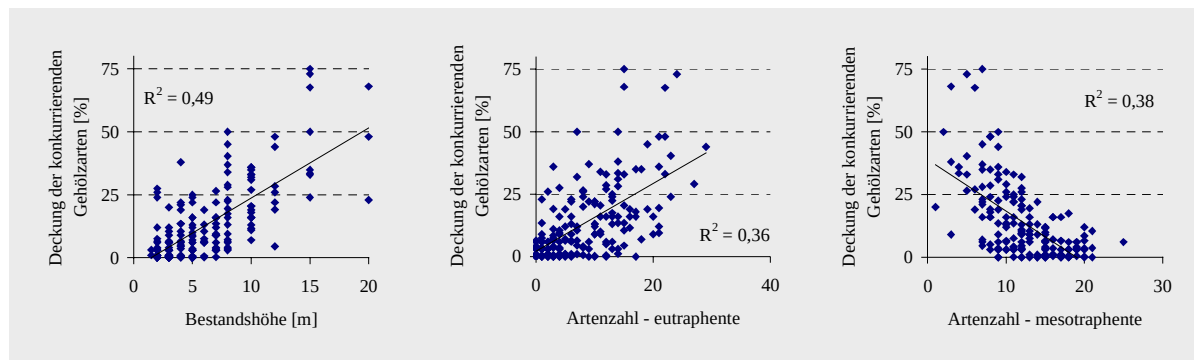


Abbildung 28: Korrelation zwischen der Deckung aller konkurrierenden Gehölzarten zur Bestandshöhe sowie zur Anzahl eutraphenter und mesotraphenter Arten (konkurrierende Gehölzarten: alle Arten der Baum- und Strauchschicht exkl. *Pinus mugo* agg.).

Welche Baumart im Bereich der wahrscheinlich weniger dauerhaften Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore die dominierende Stellung übernehmen wird, läßt sich allein auf Basis des Datenmaterials nicht beantworten. Allerdings gibt es Hinweise dafür, daß diese Rolle in erster Linie der Fichte zukommen wird:

- ▶ *Picea abies* zeigt im Aufnahmемaterial die größte Präsenz (fast 60% gegenüber Schwarzerle mit 40%) und erreicht von den konkurrierenden Baumarten die höchsten mittleren Deckungswerte (Abbildung 27, S.89), wobei sie sich in den Ausbildungen mit hohem Anteil eutraphenter Arten (Typ. Ausbildung, *Calliergonella* Var., *Crepis paludosa*-Ausbildung) in der Deckung deutlich absetzt.
- ▶ Ein Kriterium zur Beurteilung der Konkurrenzkraft ist auch das des potentiellen Alters der Baumarten. Da die Betulaceen *Alnus glutinosa*, *Alnus incana* und *Betula pubescens* wesentlich kurzlebiger sind und sich im Bestand gegenüber Freilandverhältnissen schlechter verjüngen (Lichtbaumarten), kann mit dem Übergang in die Altersphase eine Selektion zugunsten der wesentlich langlebigeren Baumarten (Bergkiefer) und Fichte vermutet werden.

²⁶ Die in den minerotrophen Bergkiefernmooren nachgewiesenen Arten wurden hierzu auf drei Gruppen (oligo-, meso-, eutraphent) ihrem soziologischen Schwerpunkt entsprechend verteilt (eutraphente: z.B. Arten mit Schwerpunkt *Magnocaricion*, *Calthion* und *Filipendulion*; mesotraphente: z.B. mittelwüchsige *Caricion davallianae*-Arten; oligotraphente: z.B. *Oxycocco-Sphagnetum*, *Rhynchosporion* u.a.).

- Die beiden *Alnus*-Arten und *Betula pubescens* gelten als ausgeprägt vorwüchsige Gehölzarten, den stärksten Zuwachs zeigen sie in der frühen Jugendphase (vgl. LEIBUNDGUT 1966 zit. in MAYER 1984: 190). Besonders gilt dies für *Alnus glutinosa*, der starke jährliche Höhenzuwachs kulminiert nach Untersuchungen von GLAVAC (1972) bereits im zehnten Lebensjahr und fällt dann stark ab. Demgegenüber kulminiert die Fichte wesentlich später, bleibt also lange zuwachsstark (in montaner bis subalpiner Lage etwa ab Alter 40, vgl. MAYER 1984: 70). Da Zeitpunkt der Kulmination und potentiell Alter korreliert sein dürften, ist für die Bergkiefer eine Mittelstellung, also ein der Waldkiefer vergleichbares Verhalten, zu vermuten.

Ihrer Rolle als Konkurrenten müssen die Betulaceen also bereits in jungen Jahren durch raschen Wuchs gerecht werden. Nach den Geländebefunden war dies aber fast nie der Fall. Vielmehr zeigten die Erlen-Arten häufig eine ausgesprochen schütterere, auf die Peripherie beschränkte Belaubung und z.T. frühen Laubfall. Diese Symptome dürfen als Streß-induziert gewertet werden (vgl. SEILER, 1985, ESCHENBACH, 1995).

- Bis auf die Fichte (Halbschattbaumart, in Tieflagen schattenfest) sind alle am Aufbau der minerotrophen Bergkiefernmoore beteiligten Arten Lichtbaumarten (zur Schattverträglichkeit vgl. MAYER 1984), vermögen sich also im geschlossenen Bestand weniger gut zu verjüngen. Dagegen sprechen die Eigenschaften der Fichte - stärkere Schattverträglichkeit gepaart mit potentiell hohem Alter und der Möglichkeit später Kulmination bei potentiell hoher Zuwachsleistung - für die Fähigkeit zur Verjüngung im Bestand, für die Möglichkeit einer Invasion von Außen und für den Ausbau einer Dominanzstellung in der Altersphase, sofern nicht pessimale Standortbedingungen vorliegen. Da die Fichte im Bereich der weniger strukturstabilen minerotrophen Bergkiefernmoore (die Ausbildungen mit eutraphenten Arten, s.o.) keine offensichtlichen Mangelsymptome zeigt (Chlorose), darf auf diesen Standorten ein Konkurrenzvorteil der Fichte vermutet werden. Wie weit dieser durch die Fichte genutzt werden kann (Reinbestand oder Mischwaldcharakter oder zyklische Abfolge von Bergkiefer und Fichte in den Waldentwicklungsphasen), bleibt allerdings offen.

Daß die Fichte dazu in der Lage ist, sich auch in stärker geschlossenen Beständen durchzusetzen, läßt sich in vielen Beerstrauch-Bergkiefern-Moorwäldern (*Vaccinio-Pinetum rotundatae*) Süddeutschlands auf großer Fläche mit zuwachsstarker Fichte unter Bergkiefernschirm erahnen. Dokumentiert wurde diese Entwicklung im Brunnenholzried durch BÜCKING et al. (1988). Die Bergkiefern-Wälder verloren hier im Zeitraum von 60 Jahren über die Hälfte ihres Areals ganz überwiegend zugunsten der Fichte (vgl. auch Vegetationskarte BERTSCH 1935 gegenüber WAGNER & WAGNER, 1996, für das Pfrunger Ried und FRANKL, 1996, für das Eindringen der Fichte in Waldkiefern-Moorwälder in den Rottauer Filzen).

7.3 Floristische Stabilität der minerotrophen Bergkiefernmoore

Als für den Artenschutz hoch bedeutsame Lebensgemeinschaft stellt sich auch die Frage nach der Dauerhaftigkeit dieser Artenschutzfunktion. Die Beantwortung müßte individuell für die einzelnen Arten erfolgen, ist in ihrer Gesamtheit also wesentlich komplizierter als die Frage nach den Entwicklungstendenzen in der Baumschicht und würde Dauerbeobachtungen in noch differenzierterer Weise voraussetzen. Da Zeitreihenbeobachtungen nicht vorliegen, kann nur versucht werden, Aussagen zum Arten-Umsatz (turnover rate) indirekt zu erschließen. Dies ist möglich, wenn man die Betrachtung auf die bedingenden Standortfaktoren, vor allem die Mineralstoffversorgung und das Wasserregime, fokussiert. Als Gedankenmodell dient dabei Abbildung 29. Angenommen werden drei Hauptentwicklungsrichtungen (Auteutrophierung, Detrophierung, Homöostase), die durch exogene Impulse ausgelenkt werden können. Der Lage der minerotrophen Bergkiefernmoore in der ombrogenen Moorregion entsprechend, ist als Folge fortschreitender Torfbildung eine Grundsukzession in Richtung nährstoff-haushaltlicher Verarmung mit Ablösung vom Mineralbodenwassereinfluß wahrscheinlich.

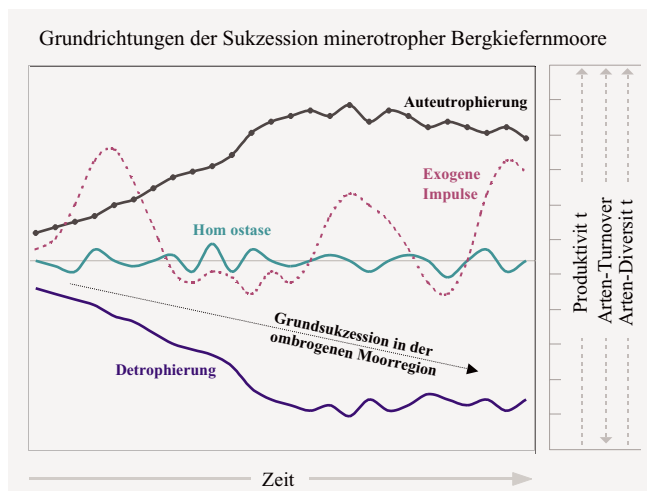


Abbildung 29: Angenommene Sukzessionsrichtungen der minerotrophen Bergkiefernmoore.

Der herrschende Prozeß im perhumiden Klima des Alpenvorlands weist in Richtung Detrophierung. Eine Gleichgewichtssituation ist großräumig-hydrologisch, Auteutrophierung vorwiegend nutzungshistorisch-besiedlungsdynamisch bedingt. Regressive Sukzession ist Folge exogener Impulse (z.B. Überflutung). Weitere Hinweise im Text.

7.3.1 Detrophierung - Zunahme azidophytisch-oligotropher Arten

Kennzeichen aller minerotrophen Bergkiefernmoore ist die Komplexstruktur aus mehr oder weniger stark minerotrophen Depressionen (mit Phreatophyten i.S. von DIERSSEN 1996) und über den (normalen) maximalen Grundwasserstand erhabenen Bulten, die von ombrotraphenten bzw. azidophytischen Arten besiedelt werden (Aphreatophyten). Letztere sind sichtbares Zeichen der Neigung zur Versauerung und nährstoffhaushaltlichen Ablösung von den unterlagernden minerotrophen Torfen. Der Prozeß der Detrophierung mit Basenverarmung und Versauerung stellt bei fortschreitender Torfakkumulation den wahrscheinlichsten Sukzessionsverlauf dar. Außer dem durch Vertorfung bedingten Emporwachsen aus dem Mineralbodenwasserhorizont liegen weitere prozeßauslösende Momente im Absinken des Moorwasserstands (Entwässerung als Folge natürlicher oder anthropogener Einflüsse) oder im Zustrom dystrophen Wassers aus angrenzenden Moorarealen, weil diese in die gleiche Richtung wirken. In Betracht zu ziehen ist auch erhöhte Säuredeposition über die Luft (vgl. z.B. LÜTKE TWENHÖVEN 1992). Mit dem Prozeß der Detrophierung geht eine Artenverarmung einher (vgl. die Artenarmut der Oxyocco-Sphagnetia), wobei je nach Moorwasserregime Torfmoose oder Reisermoorarten die Oberhand gewinnen, während minerotraphente Arten, von denen sich tiefwurzelnde, meist rhizombildende Arten wie *Carex lasiocarpa*, *Carex rostrata* oder auch *Phragmites communis* am längsten halten können, ausdünnen. In Abhängigkeit vom Wasserregime kann dieser Vorgang sehr schnell, bei relativ trockenen Verhältnissen vermutlich in wenigen Jahrzehnten, aber auch sehr langsam, bei großer Nässe, ablaufen (zur Dauerhaftigkeit von *Carex limosa*, *Drepanocladus exannulatus* und *Sphagnum contortum* vgl. Tabelle 13 S.98). Da in den minerotrophen Bergkiefernmooren die Wasserstände überwiegend hoch liegen und basenreiches Wasser zumindest die tiefsten Geländepunkte erreicht, ist eine rasche Entwicklung vor allem bei den Ausbildungen mit Auftreten phreatischer Arten höherer Basenansprüche (z.B. Amblystegiaceen) nicht zu erwarten, weil ein Vordringen ombrotraphenter Arten hierdurch erschwert wird (zur Basenempfindlichkeit der ombrotraphenten Sphagnum vgl. PAUL 1908, MEVIUS 1921, CLYMO 1973).

7.3.2 Auteutrophierung - Zunahme eutraphenter Arten

Die Ursachen für Eutrophierung, also der Zunahme der Produktivität, mit der eine Verlagerung der photosynthetisch aktiven Zone in höhere Schichten einhergeht, hat vielfältige Ursachen. Einflüsse durch Düngung, die im Falle der minerotrophen Bergkiefernmoore nicht direkt, sondern über das Zulaufwasser zum Tragen kommen kann und genauso wie Immissionen über die Luft (vgl. z.B. SRU 1987: 188) in ihrer Wirkung auf die Artengemeinschaft schwer nachzuweisen sind (z.B. PHILLIPS 1991), werden im folgenden nicht behandelt. Das gleiche gilt für durch Moorentwässerung ausgelöste Eutrophierung (vgl. hierzu z.B. PFADENHAUER et al. 1991: 37ff., WAGNER & WAGNER 1996: 62). Da minerotrophe Bergkiefernmoore häufig im Bereich ehemals streugennutzer

Flächen entstanden sind, soll vielmehr auf die Folgewirkungen, die sich aus der Aufgabe dieser Nutzungsform in trophischer Hinsicht ergeben können, und den Prozeß der Auteutrophierung (vgl. KLÖTZLI 1978: 189) eingegangen werden.

Obwohl Matrixarten der Streuwiesen über eine ausgeprägte Nährstoffrückverlagerung (vgl. MORTON 1977, KUHN et al. 1982, PFADENHAUER & TWENHÖVEN 1986, PFADENHAUER & ESKA 1986) verfügen und der spät erfolgende Streuwiesenschnitt dadurch nur vergleichsweise geringe Nährstoffabfuhr bewirkt, können aus der Nutzung ausgeschiedene Streuwiesenflächen bereits nach wenigen Brachejahren oder unregelmäßiger Mahd deutlich höhere Produktivität zeigen²⁷. Für Vegetationskomplexe mit *Drepanoclado-Trichophoretum* wurde dieser Effekt durch AUNE et al. (1993) belegt. Danach liegen die Unterschiede zwischen jährlich gemähtem und brachem Bestand für die oberirdische Phytomasse bei über 50% (75 g zu 160 TG m²), bei der unterirdischen sogar bei ca. 80% (130 zu 620 g TG m², vgl. auch HÖFNER 1987, HÖFNER & STEINER 1987). Besonders die Entwicklung der Wurzelmasse läßt vermuten, daß dieser Effekt wahrscheinlich nicht allein durch Aushagerung im Sinne einer Nährstoffverarmung des Standorts bewirkt wurde, sondern durch die bessere Ausnutzung über das erweiterte und leistungsfähigere Wurzelsystem der möglicherweise auf gleich hohem Niveau zur Verfügung stehenden Nährstoffquelle erklärt werden kann. Die festgestellte Zunahme der Produktivität könnte also allein als Reaktion der Arten auf das veränderte Nutzungsregime gedeutet werden (zur Wirkung der Brache vgl. z.B. SCHREIBER & SCHIEFER 1985, GIGON & BOCHERENS 1985, BOSSHARD et al. 1988, THORN 2000).

Trotz der hohen Nährstoffrückverlagerungsraten dürfte mittelfristig auch der bei Brache nicht mehr erfolgende Biomasseentzug eutrophierende Wirkung entfalten, weil die bei Anfang September üblichem Schnitt erreichten Nährstoffentzüge vor allem bei Stickstoff und Kalium noch vergleichsweise hoch sind und bis zur Hälfte des Entzugs im Bereich mäßig produktiven Wirtschaftsgrünlands ausmachen können (vgl. Angaben bei KAPFER 1988, EGLOFF 1986, WARNKE-GRÜTTNER 1990 im Vergleich zu KLAPP 1971: 151).

Produktivitätssteigerung als Folge einer absoluten Nährstoffanreicherung dürfte eher selten sein, weil nur wenige Arten einen Nährstoffinput bewirken (zumindest bei den Kormophyten). Für die minerotrophen Bergkiefernmoore sind hier in erster Linie die Erlen-Arten zu nennen, die über Actinomyceten-Symbiose Luftstickstoff in beträchtlicher Größenordnung (LARCHER 1984: 218) binden können und im Gegensatz zu anderen Baumarten die Blätter mit ihrem gesamten N-Vorrat abwerfen (ELLENBERG 1996: 421). Dies findet im C/N-Verhältnis der Blattstreu Ausdruck, das bei *Pinus sylvestris* (bei *Pinus rotundata* vermutlich vergleichbar) bei mehr als 50, bei *Alnus glutinosa* aber unter 20 liegt (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982, ELLENBERG 1996: 421). Höherer Nährstoffinput wird auch durch die Gehölzvegetation selbst bewirkt. Nach Untersuchungen von FRANKL (1996: 48) liegen die Depositionsraten in Gehölzbeständen z.B. für Ammonium, Nitrat und Kalium deutlich höher als im Freilandbereich. Auch der durch die Interzeption im Kronenraum verminderte Bestandsniederschlag (z.B. ZOLLNER & CRONAUER 1997) dürfte insofern eutrophierende Wirkung entfalten, weil oxidative Verhältnisse hierdurch häufiger vorliegen und tiefer in den Torfkörper vordringen.

Aus der Komplexstruktur der minerotrophen Bergkiefernmoore ist zu schließen, daß Eutrophierungsprozesse in dieser Lebensgemeinschaft in reiner Form nicht zum Tragen kommen, die torfmoosreichen Bultbereiche sind ja Zeichen partieller Detrophierung. Für Teile der minerotrophen Bergkiefernmoore ist die Zunahme eutraphenter Arten auf Kosten oligo- und mesotraphenter im Laufe der Entwicklung aber anzunehmen. Anlaß zu dieser Annahme ergeben sich in solchen Mooregebieten, wo minerotrophe Bergkiefernmoore an junge Brachen oder streu-genutzte Flächen angrenzen und sich diese im Artenbestand, insbesondere im Verhältnis oligo- zu eutraphenten Arten von den Moorwaldbeständen deutlich unterscheiden. Für ein Gebiet liegen vergleichende Beobachtungen vor.

²⁷ Auffällig z.B. in floristisch (und wahrscheinlich standörtlich) homogenen Steifseggenrieden des Murnauer Moores oder des Staffelseebeckens. Die in diesen Gebieten streifenförmig nebeneinander liegenden Parzellen mit unterschiedlichem Mähregime (± jährlich, unregelmäßig, brach) zeigen deutliche Aufwuchshöhen-Unterschiede.

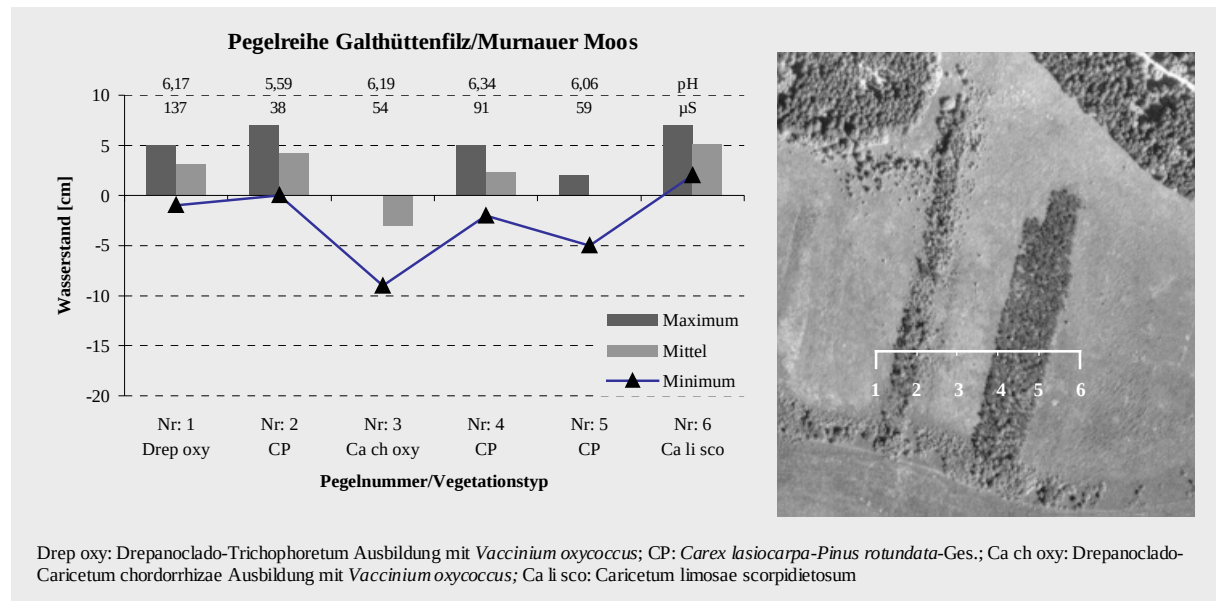


Abbildung 30: Höchst-, Mittel- und Niedrigwasserstand aus 6 für den Jahresverlauf repräsentativen Meßterminen (23-5-96 bis 10-9-96) für minerotrophe Bergkiefernmoore und angrenzende Offenlandflächen im Murnauer Moos (Galthüttenfilz).

Vegetationstabelle 3: Vegetation an den Pegeln im Galthüttenfilz/Murnauer Moos (Auszug)

Pegel	1	3	2	4	5	Pegel	1	3	2	4	5
Typ	Drep	Ca ch	CP	CP	CP	Deckung - KS	80	60	40	20	50
BS_Höhe	.	.	12	8	8	Deckung - MS	50	90	80	100	80
SS_Höhe	.	.	3	.	2	Artenzahl	33	23	46	23	48
BS_Deckg	.	.	30	60	50	Leitf korr	137	38	54	91	59
SS_Deckg	.	.	40	.	30	pH	6,2	5,6	6,2	6,3	6,1
eutraphente Arten						Lysimachia thyrsiflora	.	.	1	+	1
Phragmites australis	.	.	+	2	1	Eriophorum angustifolium	1	1	.	.	+
Galium palustre	.	.	+	+	+	Pinus rotundata	.	.	2	1	3
Dryopteris carthusiana	.	.	+	+	+	Potentilla erecta	+	+	+	.	.
Epilobium palustre	.	.	+	+	1	Potentilla palustris	r	.	+	.	1
Alnus glutinosa	.	.	1	2	1	Sphagnum warnstorffii	1	.	2	.	3
Carex elongata	.	.	1	.	r	Andromeda polifolia	+	+	.	.	1,0
Calamagrostis canescens	.	.	+	.	+	Polytrichum strictum	+	2	2	.	.
Equisetum fluviatile	.	r	.	.	r	Frangula alnus	.	.	2	+	3
Polygonum bistorta	.	.	1	.	1	Carex elata	.	.	.	1	2
Calliergonella cuspidata	.	.	1	.	2	Betula pubescens	r	.	1	.	.
Cirsium palustre	.	.	+	.	+	Carex rostrata	.	.	1	.	2
Deschampsia cespitosa	.	.	+	.	+	Menyanthes trifoliata	.	+	.	.	1
Salix aurita	.	+	.	.	r	Viola palustris	.	.	+	.	1
Alnus incana	.	.	1	.	1	Carex canescens	.	.	1	.	1
Caltha palustris	.	.	+	.	2	Rhynchospora alba	+	1	.	.	.
Lysimachia vulgaris	.	+	.	.	+	Drosera rotundifolia	+	+	.	.	.
Veratrum album	.	.	.	r	2	Hylocomium splendens	.	.	1	r	.
Solanum dulcamara	.	.	.	r	.	Pleurozium schreberi	.	.	+	.	+
Paris quadrifolia	.	.	.	r	.	Sphagnum rubellum	2	3	.	.	.
Polygonatum verticillatum	.	.	.	r	.	Trichophorum cespitosum	3	1	.	.	.
Carex appropinquata	.	.	+	.	.	Vaccinium vitis-idaea	.	.	+	r	.
Filipendula ulmaria	.	.	.	.	+	Sorbus aucuparia	.	.	+	.	r
Solidago virgaurea	.	.	.	r	.	Maianthemum bifolium	.	.	.	r	.
Rubus fruticosus agg.	.	.	r	.	.	Polytrichum formosum	.	.	.	.	+
oligo-/mesotraphente, indifferente						Vaccinium myrtillus	.	.	1	.	.
Sphagnum angustifolium	+	2	2	3	2	Agrostis canina	.	.	+	.	.
Sphagnum magellanicum	3	3	3	3	2	Allium suaveolens	+	.	.	.	.
Carex echinata	+	1	+	.	1	Carex davalliana	+	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	+	+	+	.	1	Carex dioica	.	.	+	.	.
Eriophorum vaginatum	+	2	+	.	r	Carex nigra	.	+	.	.	.
Molinia caerulea	2	2	2	.	2	Eriophorum latifolium	+	.	.	.	.
Vaccinium oxycoccus	+	1	1	.	+	Gentiana asclepiadea	.	.	r	.	.
Picea abies	r	.	2	2	r	Parnassia palustris	r	.	.	.	.
Carex chordorrhiza	.	2	+	.	+	Primula farinosa	1	.	.	.	.
Carex lasiocarpa	+	.	+	.	1	Schoenus ferrugineus	2	.	.	.	.
						u.a.					

Das heute noch überwiegend offene Mooregebiet mit den Probeflächen (1 bis 6, vgl. Abbildung 30) liegt im nordwestlichen Murnauer Moos (Galthüttenfilz). Die sich fast über die gesamte Standortfolge erstreckenden *Pinus rotundata*-Parzellen sind bereits in der Vegetationskarte von VOLLMAR (1947), der das Murnauer Moos in den Jahren 1935 bis 1938 kartierte, dargestellt. Damit dürften sie seit mindestens 100 Jahren bestehen. Die Moorwald-Bestände befinden sich heute in der Altersphase, z.T. setzt sich die Fichte durch. Die offenen Flächen westlich und östlich der Bergkiefern-Parzellen (Nr. 1 und 6) sind als Kleinseggenried-Vegetation (*Drepanoclad-Trichophoretum* und *Primulo-Schoenetum*) ausgebildet und durch Braunmoos-Schlenken und Bultbereiche (Torfmoos-Heide-Bulte) deutlich mikrostrukturiert. Die mittlere Fläche (Nr. 3) baut sich aus Übergangsmoorvegetation (Bultgesellschaften und Torfmoosrasen mit zahlreichen minerotraphenten Arten) auf. Die offenen Flächen zeigen initialen Bergkiefern- und Moorbirkenbewuchs.

Aus dem räumlichen Nebeneinander kann aufgrund des eingeschränkten Untersuchungsansatzes (wenige Vergleichsflächen, keine N-P-K-Bestimmung oder Torfprofile) nur sehr eingeschränkt auf ein zeitliches Nacheinander geschlossen werden. Auffallend ist aber, daß sich die Bergkiefernmoore durch eine große Zahl an eutraphenten Arten von der umgebenden Vegetation abheben (Vegetationstabelle 3) und der floristische Gradient sprunghaft ist, die Parzellenstruktur nachzeichnet und sich im Verlauf des Transekts außerhalb der Bergkiefern-Parzellen nicht fortsetzt. Demgegenüber sind Moorwassergang, pH und Leitfähigkeit mit Ausnahme von Fläche 3 (augenscheinlich schwach aufgewölbtes Übergangsmoor ohne telmatisches Wasserregime, vgl. Abbildung 30) ähnlich. Ohne abschließende Beurteilung nährt diese Situation den Verdacht, daß im Zuge der Sukzession Prozesse der Auteutrophierung zum Tragen gekommen sind. Ähnliche räumliche Konstellationen mit sprunghaftem Florengefälle an der Grenze Bergkiefernmoor zu Offenlandvegetation wurden im Rahmen der Geländearbeiten auch in anderen Mooregebieten festgestellt (z.B. Moore südlich Maderbichl/WM, Rechtachfilz im Murnauer Moos/GAP, Moore an der Ammerleite/GAP). Genauso existieren aber auch Gegenbeispiele, bei denen sich artenreiche Brachfläche und Gehölzbestand qualitativ-floristisch nicht unterscheiden (z.B. Bayersoiener Moorlandschaft/GAP, Kuhmoos/WM).

Eine gesicherte Prognose darüber, welcher Teil der minerotrophen Bergkiefernmoore zur Auteutrophierung und damit zu Artenverschiebungen in Richtung Rückgang oligo- und mesotraphenter Arten neigt, ist auf Basis der Erhebungen nicht möglich. Anzunehmen ist aber, daß Bestände, in denen eutraphente Arten nur eine geringe Rolle spielen oder fehlen (*Scheuchzeria*-Ausb. 4%; *Scorpidium*-Ausb. 8%; Typische Ausb. Typ. Variante 10%), weniger anfällig sind als solche, in denen diese in größerer Zahl vorkommen (*Epipactis*-Ausb. 20%; Typische Ausb. Var. mit *Calliergonella* 26%; *Crepis paludosa*-Ausb. 40%). Aus Artenschutzgründen von besonderem Interesse ist im Zusammenhang mit der Frage möglicher Artenverschiebungen vor allem die *Epipactis palustris* Ausbildung, weil hier gefährdete Arten oligo- und mesotropher Kleinseggenriede in größerer Zahl vorkommen. Das Aufnahmемaterial zeigt, daß zur *Crepis paludosa*-Ausbildung ein fließender Übergang besteht, der durch Abnahme der Tofieldietalia-Arten bei Zunahme der eutraphenten Arten gekennzeichnet ist (Vegetationstabelle 8, S.144, und Vegetationstabelle 9, S.147). Dies könnte als Indiz für den in der Literatur häufig angenommenen Artenwechsel im Bereich nicht primärer Caricion davallianae-Gesellschaften gedeutet werden (vgl. z.B. das Sukzessionsmodell bei BRAUN 1968: 103). Allerdings wird die Sukzession nicht zum Pruno-Fraxinetum führen, wie dies BRAUN für sekundäre Caricion davallianae-Gesellschaften über Torf annimmt, sondern eher folgenden Verlauf zeigen:

Caricion davallianae-Streuweise mit Beteiligung von Torfmoosen (z.B. *Sphagnum warnstorffii*) und eutraphenten Arten (z.B. aus dem *Calthion*) ⇒ nach Nutzungsaufgabe Komplexausdifferenzierung mit Bildung von Torfmoos-Bulten, die durch Bergkiefer besiedelt werden ⇒ Bergkiefernmoor mit Arten basenreicher Kleinseggenried (*Epipactis palustris*-Ausbildung, Var. mit *Calliergonella cuspidata*) ⇒ Bergkiefernmoor mit höherem Anteil eutraphenter Arten bei Rückgang des Caricion davallianae-Elements (*Crepis paludosa*-Ausbildung) ⇒ zum Endstadium Baumartenwechsel zugunsten der Fichte bei ansonst vergleichbarer floristischer Prägung möglich (kein *Bazzanio-Piceetum sphagnetosum*) ⇆ in der Zerfalls- und Verjüngungsphase möglicherweise wieder Bergkiefern-Beteiligung. Geht man davon aus, daß das Alter der aufgenommenen Bestände der *Epipactis palustris*-Ausbildung ca. 50 Jahre beträgt (hierfür sprechen Luftbildvergleiche), so wäre für die Gesamtdauer der Sukzessionsfolge (Brache bis ombrominerotropher Fichten-Moorwald) ein Zeitraum von ca. 100 Jahren anzusetzen.

Sofern exogene Einflüsse (z.B. stärkere Überschlückung als Folgen von Überflutungen, Grundwasseranstieg) ausbleiben, dürfte bei vorherrschendem Eutrophierungsprozeß mit dem Fichten-Moorwald ein (vorläufiges) Endstadium der Entwicklung vorliegen, das in seiner genetischen Stellung etwa dem *Sphagno-Alnetum* entspricht, also bei fortschreitender Torfbildung zur Versauerung und Detrophierung neigt (in Abbildung 29 durch fallende Produktivität nach Kulmination angedeutet).

7.3.3 Trophisch-floristische Konstanz

Ob man einen bestimmten Zustand als entwicklungsträge oder in seinen Merkmalen konstant bezeichnet, hängt vor allem von der gewählten Zeitskala ab. Generell gilt, daß die Wahrscheinlichkeit von Konstanz mit zunehmender Größe des Zeitintervalls abnimmt, langfristige Stabilität also der unwahrscheinlichste aller Fälle ist. Wichtig ist auch die Unterscheidung, ob man Stabilität auf einen konkreten Ort mit der hier siedelnden Biozönose bezieht oder raum-zeitliche Stabilität, also Konstanz in der Zeit bei wechselnder räumlicher Anordnung meint. Zunächst soll sich die Betrachtung nur auf den ersten Fall, der Stabilität an Ort und Stelle, erstrecken.

Wählt man als Betrachtungsgröße einen Zeitraum von einem bis wenigen Jahrhunderten, was für Schutzfähigkeitsüberlegungen im Naturschutz ausreicht und den üblichen Planungshorizont bei weitem übersteigt, so ist längerfristige Milieukonstanz, die Voraussetzung für floristisch-strukturelle Stabilität ist, bei den minerotropen Bergkiefernmooren unter bestimmten Bedingungen anzunehmen. Milieukonstanz ist realisiert, wenn sich trotz fortschreitender Torfbildung die hydrologisch-wasserchemischen Bedingungen nicht verändern. Grundbedingung hierfür ist ein starker Fremdwasserzustrom, der auch bei Emporwachsen der Mooroberfläche nicht abbricht (allgemeiner Grundwasseranstieg z.B. durch Flußbettaufhöhung, Druckwassereinfluß, tektonische Senkung). Daß solche Verhältnisse die Moorgenese über längere Zeiträume bestimmen können, ist über moorstratigraphische Untersuchungen mehrfach belegt. So erbohrten PAUL & RUOFF (1927, 1932) in vielen Mooren Süddeutschlands teils mehrere Meter mächtige Übergangsmoorortorfe. Bei einer unterstellten Torfbildungsrate von 1mm/Jahr existierten ombrominerotrophe Torfbildungen in einigen Mooren, wie dem Kirchseemoor (500 cm = 5.000 Jahre, 1932: 20), den Loisach-Kochelseemooren (2.500 Jahre, 1932: 36), dem Murnauer Moos (s.u.) oder dem Bannwaldseemoor (2.500 Jahre, 1932: 147), über einige Jahrtausende. Dabei werden Holzreste, die nach Mitteilung von GROSSE-BRAUCKMANN über Bohrung/Sondierung aber nur schlecht nachweisbar sind, nur in einigen Mooren mit höherer Durchgängigkeit angegeben (z.B. Langmoos/Kemptoner Wald 3.500 Jahre, 1932: 167).

Anhand von zwei Profilen aus dem Ohlstädter Filz (Murnauer Moos) können die Ursachen für die zeitliche Konstanz ombrominerotropher Torfe näher erläutert werden. Für das heute fast vollständig ombrotrophe²⁸ Moor, das aufgrund seiner Größe von ca. 180 ha und seiner Naturnähe zu den bedeutendsten Stammbecken-Regenwassermooren Süddeutschlands zählt, liegen von PAUL & RUOFF (1932: 89) zwei Profilbeschreibungen vor. Im nördlichen Teil des Ohlstädter Filzes begann die Torfbildung bei 865 cm mit Seggen-Laubmoortorf. Bis 400 cm folgen dann Wechselfolgen von Torf und Ton-Schichten, die ihre Begründung in der Nähe zur Loisach, einem (v.a. früher) morphodynamisch sehr aktiven Alpenfluß, der noch heute die Moorgenese in weiten Teilen des Murnauer Mooses bestimmt, und der Muldenlage des Murnauer Mooses (Stammbecken des Loisachgletschers) mit großflächigen Überschwemmungen finden. Hinzuweisen ist auf einen bei 728 cm beginnenden, etwa 150 cm mächtigen Bruchwaldtorf mit Birke und Kiefer, weil für diesen *Scorpidium scorpioides*, also eine dem gewohnten Naßwaldbild nicht entsprechende, für Teile der minerotropen Bergkiefernmoore aber typische Moosart angegeben wird. Ab 400 cm bis 125 cm (ca. 3.000 Jahre!) liegen nicht mehr durchschlickte Übergangsmoorortorfe vor (u.a. *Carex lasiocarpa*, *Carex rostrata*, *Scorpidium scorpioides*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum*). In dieser Zeit lag demnach ein Vegetationsmosaik aus ombrotropher Bult- und minerotropher Schlenken-Vegetation vor. Das Profil schließt nach oben mit ombrotrophem *Sphagnum magellanicum*-Torf ab. Das zweite Profil aus dem Südteil des Ohlstädter Filzes ist ähnlich.

Ursache für die Mächtigkeit der Übergangsmoorortorfe bzw. die Dauerhaftigkeit des Übergangsmoorstadiums sind in der Hauptsache zwei Faktoren. Zum ersten die Loisach, die mit Eintritt in das Stammbecken an Gefälle verliert und in ihrem Kiesbett höher als die angrenzenden Moorteile läuft (ehemals Furkationslauf mit Akkumulation). Diese Situation führt nicht nur zu häufiger, aufgrund der Beckenlage großflächiger Überflutung und Überschlickung (und damit regressiver Sukzession!), sondern auch zu ständiger Infiltration von karbonatreichem, nährstoffarmen Flußwasser und garantiert hohe Moorwasserstände, wobei Moorwachstum und Grundwasseranstieg weitgehend parallel verlaufen dürften²⁹. Vor allem dieser Prozeß bedeutet Konstanz der Milieubedingungen und damit geringen Artenumsatz. Genauso bedeutend ist der zweite Faktor. Der vor allem vom Loischachtal kommende Grundwasserzufluß gerät im Murnauer Moos unter Druck (Deckschicht aus Seeton/-kreide) und führt im gesamten Moorgebiet zu einer Vielzahl an kräftigen Quellaufstößen und großflächigen limnokrenen Quellmooren. Da das Druckspiegelniveau über Gelände liegt (artesisch gespannt) sind Versauerungserscheinungen erst bei Bildung mächtiger Torfpakete möglich. Trotz zahlreicher hydrologischer Eingriffe zeugen in allen Regenwassermooren des Murnauer Mooses auch heute noch punktuelle oder als Abflußsystem ausgebildete minerotrophe Bereiche vom Einfluß des gespannten Grundwasserstockwerks auf die Moorbildungen. So treten beispielsweise im Ohlstädter Filz

²⁸ ein Befund, auf den interessanterweise bereits der "Vater der Mineralbodenwasserzeigergrenze" DU RIETZ, der das Gebiet im Rahmen einer Exkursion bereiste, hinweist (1954: 578).

²⁹ vgl. auch die Überlegungen von HOHENSTATTER (1966: 61), die das z.T. starke Torfwachstum von bis zu 2 mm/pro Jahr im südlichen Murnauer Moos ebenfalls auf Grundwasseranstieg zurückführt. Vgl. auch SUCCOW, 1988, zum Torfbildungsprozeß in Durchströmungsmooren.

innerhalb rein ombrotropher Vegetation mehrfach *Cladium mariscus*-Bestände auf und auch die moorstrukturell sehr bedeutsamen Moorwasserabflußsysteme (Flachrillen) in diesem Gebiet sprechen für die Abhängigkeit vom unteren Grundwasserstockwerk.

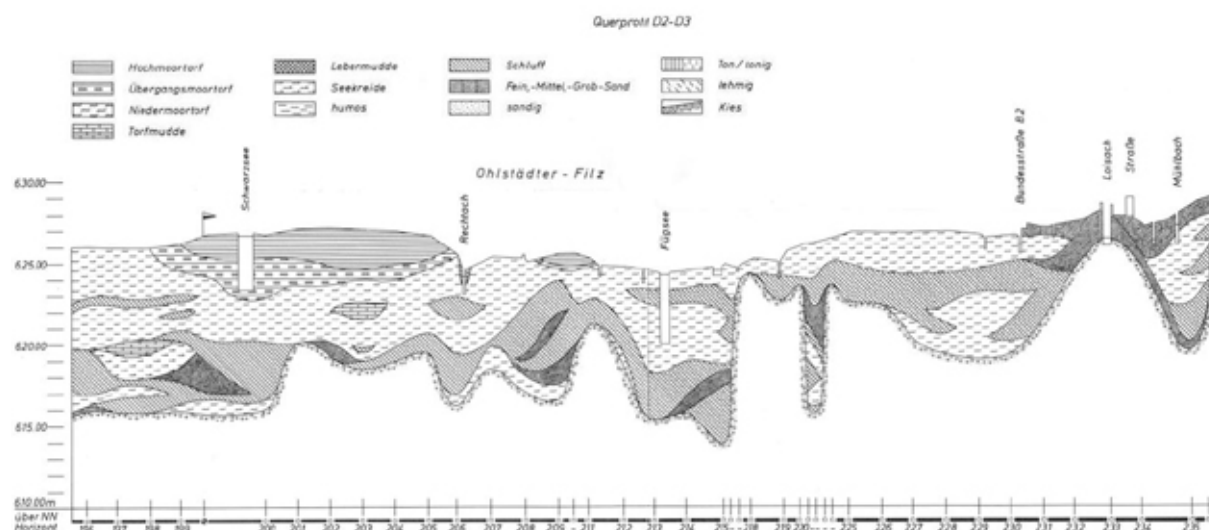


Abbildung 31: Moorprofil durch das südliche Murnauer Moos (aus DOBEN u. FRANK 1983). Die Regenwassermoorbildung hat im Murnauer Moos im Vergleich zu anderen Mooren sehr spät eingesetzt und wurde häufig zurückgeworfen (vgl. PAUL & RUOFF 1932, VOLLMAR 1947). Ursache hierfür ist zum einen der über Geländeniveau erhöhte Lauf der Loisach (rechts) und zum zweiten das Auftreten von gespanntem Grundwasser, das über die im Untergrund aufragenden "Kieszapfen" in Form vielfältiger Quellmoorerscheinungen austritt. Weitere Hinweise im Text.

Im Hinblick auf die Frage der Dauerhaftigkeit ombrominerotropher Torfe sind die Arbeiten von GROSSE-BRAUCKMANN, der in mehreren Untersuchungen die Abfolge der Paläozönosen durch enge Profilabstände sehr differenziert dokumentierte, sehr aufschlußreich. Hier zeigt sich nicht nur, daß Zwischen- und Übergangsmoorbildungen auch in ombrogenen Moorregionen dauerhaft sein können (vgl. Kapitel 2.3.2 S.7 und den Begriff der "stabilen Übergangsmoore" sensu ALETSEE 1967), sondern darüber hinaus, daß dabei über lange Zeiträume floristisch hohe Konstanz entwickelt war. Anzuführen sind beispielsweise die Befunde aus dem Roten Moor in der Rhön (GROSSE-BRAUCKMANN 1985) und dem Moor am Engenkopf bei Oberstdorf (GROSSE-BRAUCKMANN 1998). Für beide Moore ist festzustellen, daß die Kombination ombrotropher und minerotropher Arten über lange Zeiträume bestand und einige minerotrophe Arten konstant auftraten. Ferner zeigt sich, daß Gehölze eine nennenswerte Beteiligung erreichten. Mit der "Sukzessionstabelle" (Tabelle 13 S.98) aus dem Engenkopfgebiet liegt sogar ein Nachweis für das Vorkommen minerotropher *Pinus*-Moore - sehr wahrscheinlich *Pinus mugo* agg. - vor. Dabei müssen die vor allem im Boreal (Zone V) und Atlantikum (VI + VII) dichten Kiefern-Bestände deutlich minerotroph gewesen sein. Obwohl die Aufnahmen der Tabelle nicht als vollständige Artenlisten verstanden werden dürfen - über Großrestanalysen können nicht alle Arten bestimmt werden (GROSSE-BRAUCKMANN 1972, 1974) - liefert sie ein deutliches Indiz für floristische Konstanz über lange Zeiträume. So ist wahrscheinlich, daß die minerotropen Kiefernmoore der Profiltiefe 535 cm bis 355 cm, bei den angegebenen Torfbildungsraten ein Zeitraum von ca. 2.000 Jahren, insgesamt floristisch relativ gleichartig waren. Hierfür sprechen jedenfalls die Moose *Drepanocladus vernicosus* und *Meesia triquetra*, die eine vergleichsweise enge ökologische Amplitude haben.

Überblickt man eine größere Zahl an Moorprofilen, so zeigt sich, daß ein langfristiges Verharren im ombrominerotrophen Stadium nicht die Regel, sondern einen unter bestimmten Umfeldbedingungen entwickelten Sonderfall darstellt, weil der Grundprozeß der Moorgenese bei hohem Niederschlagsüberschuß und entsprechenden klimatisch-topographischen Voraussetzungen in Richtung Nährstoffverarmung weist. Die Ursache hierfür liegt bekanntlich in der Torfbildung selbst, die ein Herauswachsen aus dem Einfluß minerotrophen Wassers bedingt. Vertikales Moorwachstum verläuft allerdings nicht isoliert, sondern ist im Bereich flach-konkaver Landschaftsformen mit einem Mehrfachen an horizontaler Moorausdehnung verbunden (vgl. z.B. TÜXEN 1977, S.293, für

norddeutsche "Schlatt"-Moore oder die jährlichen Vermooringraten in russischen Mooren, NEUSTADT 1977). Während also bestimmte Moorareale dem ombrotrophen Stadium zulaufen, entstehen in anderen Bereichen ombrominerotrophe Standorte neu und in Moorrandlagen aus mineralischen Naßböden organo-mineralische Bodentypen. Im Hinblick auf die Frage der Konstanz von Arten und Artengemeinschaften, also auch ihres Schutzes, ist dieser Prozeß der Moortransgression ganz entscheidend, an einem Ort vergehende Lebensräume entstehen an anderer Stelle neu. Örtliche Biotopveränderung wäre in diesem Fall Garant für zeitliche Biotopkonstanz. Solche räumlich-dynamischen Prozesse könnten eine der Hauptursachen dafür sein, daß nacheiszeitlich weiter verbreitete minerotrophente Arten trotz einsetzender Hochmoorentwicklung zum Ende des Atlantikums (z.B. OVERBECK 1975, LANG 1994) z.T. bis heute überdauert haben. Treibende Kraft natürlicher raum-zeitlicher Biotopkonstanz durch Biotopveränderung sind aber auch andere Prozesse. In erster Linie zu nennen ist die durch Starkniederschläge ausgelöste Dynamik, deren Gestaltungspotential sich beim "Jahrhunderthochwasser" im Frühjahr 1999 in Mooren des Alpenvorlands selbst bis in die Randbereiche ombrotropher Moore erstreckte (Pulvermoos, Nordrand Ohlstädter Filz, Barmsee). Weitere Prozesse, wie die Verlagerung moorinterner Abflusssysteme durch Eigenstau oder auch Vorgänge natürlicher Moorerosion, wären anzuführen. Festzuhalten ist allerdings, daß solche für den Schutz einer größeren Zahl von Moorarten wahrscheinlich unverzichtbaren Vorgänge in der heutigen Landschaft heute kaum noch wirken, weil gestaltende natürliche Prozesse durch auf örtliche Stabilität bedachte Nutzungsformen nicht toleriert werden.

Tabelle 13: Makrofossilnachweise aus einem Moorprofil am Engenkopf (aus GROSSE-BRAUCKMANN 1998: 44); geordnet nach abnehmender Tiefe (=Alter). Die Schichten 535 cm bis 355 cm (Rahmen) haben ein Alter von etwa 2.000 bis 4.000 Jahren B.P.

Tiefe (cm): Hunderter	77	66666	55555	55444	44333	33332222211111	1111	1			
21. jährl. Zehner	21	96421	98765	31975	31975	432197531987765	4321	0987	654321		
Einer	00	55050	55554	55555	55555	55555555555055	5558	5555	55555575310		
Zonen (nach Firbas)	<-----V----->	<-----VI----->	<-----VII----->	<-----VIII----->	<-----IX/X----->						
Mittl. jährl. Moorwachstum	<-----2,9 mm/Jahr----->	<-----0,48 mm/Jahr----->	<-----0,60 mm/Jahr----->								
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	1-	- - + -	- - - -	- - 1 +	- - - -	- - - 111 -	- - - -	- 1 +	- - - + + + + +		
<i>Sphagnum majus</i>	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- 11 -	- - - -		
<i>Scheuchzeria palustris</i>	35	54- 3-	13243	24344	- - - -	114- +1+11- 3- 42-	- - -	3343	4343+	- - - - +	
<i>Carex limosa</i>	- s	- - ms s	- - - -	- - - -	1- 22	1- 12- 2211+ s3133	22- 3	5451	- - - - -		
<i>Carex paupercula</i>	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - s	- - - -	- s	- - - - -		
<i>Trichophorum cespitosum</i>	- -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - + 1- ss- 1- - -	+ 3-	- 1 -	- - 3341542+1		
<i>Oxycoccus palustris</i>	- -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	21- 12111121+112	2+33	1+ 2	+ 1- 1+1+221		
<i>Andromeda polifolia</i>	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	111122211212+ 1	+ + -	+ + +	1- 1+ + - + 1		
<i>Eriophorum vaginatum</i>	+ -	- - - -	- - - -	- - 1 -	- - - 2	45144444+433233	3233	12+2	13+ 3- - 33-		
<i>Sphagnum magellanicum</i>	1+	+ - 1 -	- - + 1	11211	11111	535555445455555	5555	3315	55555545555		
<i>Sphagnum cf. contortum</i>	- -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- 11 -	- - - - -		
<i>Drepanocladus exannulatus</i>	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- 1- +1+ - - - +	- - -	+222	- - - - -		
<i>Drepanocladus fluitans/spec.</i>	-	- - - -	- - - -	- - + -	- - 1 -	- - +11111+ - 13+	+ + +	1212	- - - - -		
<i>Calliergon stramineum</i>	- -	- - - -	- - - -	- - - -	- - 11	- - - - - - - - +	- - -	- - -	- - - - -		
<i>Meesia triquetra</i>	+ -	- - - -	- - - -	225- 1	- +5- 2	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Drepanocladus vernicosus</i>	- -	- 1 -	- - - -	2- +1 -	1- 1-	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Potentilla erecta</i>	s -	- - mHh	- - - -	mHh HH	- - - -	- - - - s	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Carex rostrata</i>	s -	- s s s	- - - 1	53333	4535-	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Phragmites australis</i>	4-	- - 54	3- 3-	- 1- 44	4- - -	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Carex nigra</i>	- -	- s s s	- s -	- - - -	- - - -	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Scirpus sylvaticus</i>	HH	- - - -	H- - -	- - - -	- - - -	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		
<i>Pleurozium schreberi</i>	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - - -	+132	- - -	- - - - -		
<i>Vaccinium uliginosum</i>	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - 1-	+2-	- - -	+ - - - -		
<i>Picea abies</i>	- -	- - - -	- - - 1	1- - -	42122	- s + - s- 1- - - 11	- s -	11-	- - - - -		
<i>Pinus spec.</i>	- -	- - - -	41115	21312	- 2125	2- 1ms - m1- - - 1s	- - m	1- +1	- - - - -		
<i>Betula alba s.l.</i>	42	45535	25551	- - s -	- - sh	- - - - - s	- - - -	- - -	- - - s - - - s		
<i>Cenococcum geophilum</i>	- -	- v v v v	- - - -	- - - -	- - - -	- - - - -	- - - -	- - -	- - - - -		

Nur ein- oder zweimal vertretene Arten bzw. Taxa in den folgenden Proben (Angabe der Tiefe in cm): 710 *Eurhynchium striatum* +, 695 *Carex pauciflora* s. *Carex davalliana* m., 640 *Tilia* spec. s. 595 *Carex* cf. *lasiocarpa* 4, 575 *Alnus* spec. 1, 535 *Carex davalliana* s. 515 *Molinia caerulea* 4, 355 *Rubus* spec. s. 255 *Calluna vulgaris* +, 45 *Carex pauciflora* s.

Zusammenfassend ist anzunehmen, daß die Fadenseggen-Bergkiefernmoore nicht nur Zwischenstadien, sondern auch langfristig wenig veränderliche Artengemeinschaften, also Dauergesellschaften, darstellen können. Indizien für hohe Konstanz liegen bei konkurrenzloser Herrschaft der Bergkiefer, geringer Zuwachsleistung dieser Baumart und ganzjährig hohem Moorwasserstand bei hohem Anteil minerotropher Schlenken sowie Vorkommen stenöker, wahrscheinlich ausbreitungsschwacher Arten vor. Darüber hinaus sind sie als wenig bis mäßig

dauerhafte Zwischenstadien natürlicher Sukzession ein Element des genetischen Gesellschaftskomplexes³⁰ ombrominerotropher Moore und können vermutlich auf die Zusammenbruchphase minerotropher Fichten-Moorwälder folgen (diszessive Sukzession), bei fortschreitender Versauerung aus Torfmoos-Erlenbruchwäldern entstehen (progressive Sukzession) oder sich als Folge exogener Impulse bilden (regressive Sukzession).

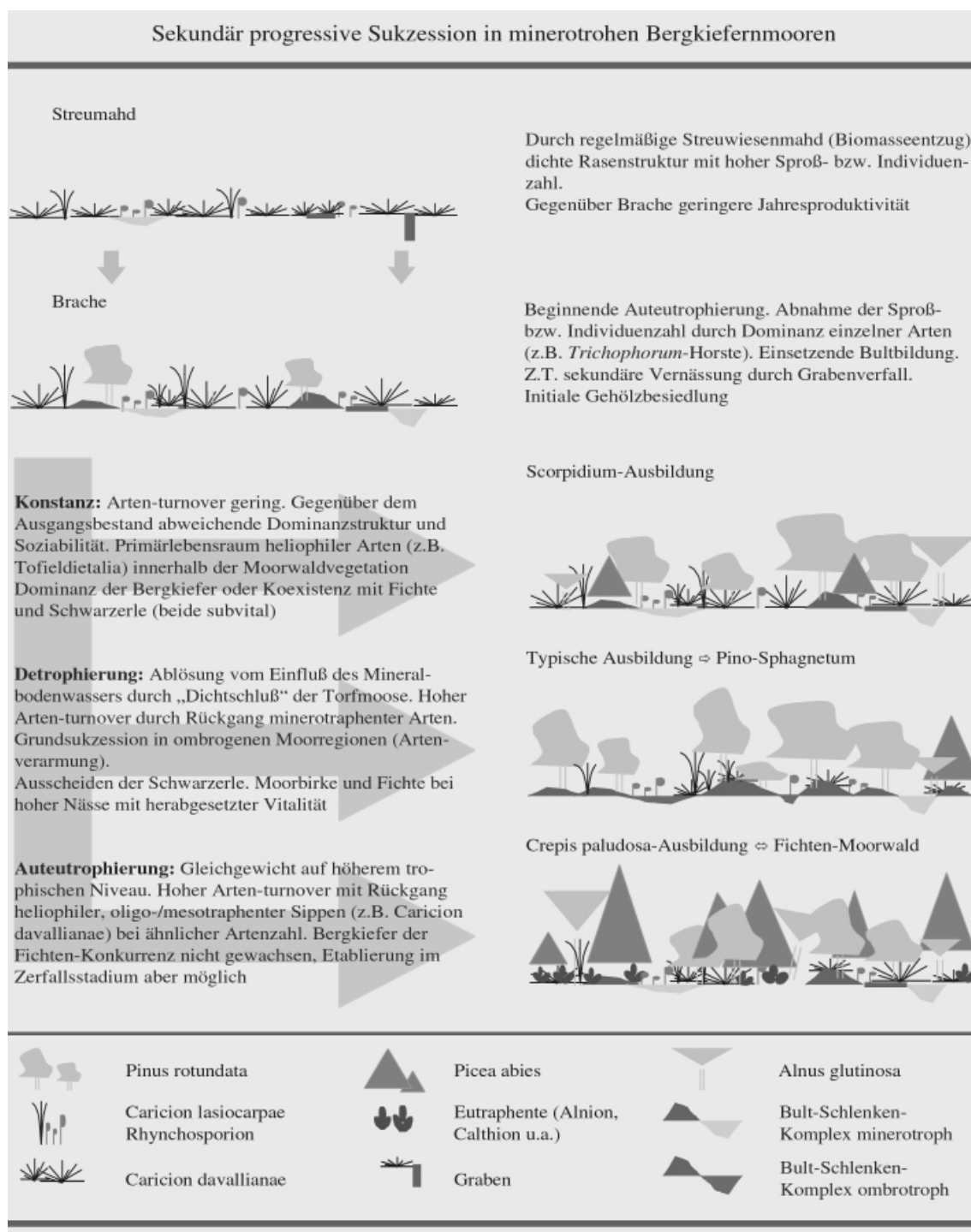


Abbildung 32: Mögliche Entwicklungsrichtungen der minerotrophen Bergkiefernmoore im Zuge sekundär progressiver Sukzession aus Streuwiesen-Lebensgemeinschaften.

³⁰ im Sinne von SEIBERT (1968) alle Pflanzengesellschaften, die sukzessionsdynamisch miteinander in Beziehung stehen.

8 Naturschutzfachliche Bedeutung der minerotropen Bergkiefernmoore - Konsequenzen für den Moorschutz

8.1 Naturschutzfachliche Bedeutung der minerotropen Bergkiefernmoore

Als floristisch vielfältige und dabei naturnahe Lebensgemeinschaft wenig veränderter Moorstandorte erfüllen die Fadenseggen-Bergkiefernmoore vor allem im Hinblick auf den Schutz der abiotischen und biotischen Ressourcen wichtige Funktionen. Die hohe Wertigkeit dieser Naßwald-Form begründet sich vor allem in folgenden Punkten:

Seltenheit und Gefährdung: Minerotrophe Latschen- und Bergkiefernmoore sind zwar über einen größeren Raum verbreitet, treten aber überwiegend nur kleinflächig und in geringer Dichte, also selten auf. Dies dürfte der Grund dafür sein, daß WALENTOWSKI et al. (1990: 23 nach Mitteilung von RINGLER) die "stark minerotrophente Spirkenbrüche" in der vorläufigen Roten Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften als in Bayern vom Aussterben bedroht einstufen. Ohne auf die Gründe im einzelnen einzugehen (s. WAGNER et al. 1997: 101), besteht diese extreme Gefährdung u.E. aktuell nicht (insgesamt handelt es sich um den relativ seltenen Fall einer Bestandsausweitung als Folge sekundärer Sukzession bei insgesamt abnehmendem potentiellen Areal). Von einer starken potentiellen Gefährdung ist aber auszugehen, da selbst geringfügige Eingriffe in den Wasserhaushalt massive Veränderungen zur Folge haben dürften (vgl. den hohen Anteil streng an dauerhaft nasse, z.T. telmatische Biotope gebundener Arten). Für viele Moorlandschaften ist auch eine schleichende Eutrophierung durch diffuse Nährstoffeinträge aufgrund fehlender Schutzzonen und der hohen Fernwirkung wahrscheinlich (vgl. die Größe der düngintensiv bewirtschafteten Einzugsgebiete zur Größe der Moorflächen selbst). Negative forstliche Eingriffe wurden genauso wie jagdliche selten beobachtet, können aber potentielle Gefährdungsfaktoren darstellen.

Natürlichkeit: Mit Ausnahme einiger Bestände im Bereich von Allmendweiden unterliegt der Großteil der untersuchten Bestände heute keinem direkten Nutzungseinfluß. Insgesamt können die Fadenseggen-Bergkiefernmoore im Hinblick auf den Schichtenbau, das Lebensformen-Spektrum, das Artengefüge und die Ursprünglichkeit der hydrologischen Bedingungen am Wuchsort als naturnah bezeichnet werden (z.B. nach den Kriterien von ELLENBERG 1963: 60). Gerade das Kriterium hydrologischer Unversehrtheit ist hervorzuheben, weil dies die Grundvoraussetzung für tatsächliche Naturnähe von Moorökosystemen ist.

Von besonderer Bedeutung für den Naturschutz ist auch, daß viele minerotrophe Bergkiefernmoore innerhalb sehr naturnaher und damit insgesamt wertvoller Mooregebiete liegen, die oft von nationaler und internationaler Bedeutung sind (z.B. Murnauer Moos, Pfrühlmoos, Moore um die Wies, Moore im Kemptner Wald, Pfrunger Ried, vgl. die Einstufungen durch KAULE 1974 oder RINGLER 1981). Im Hinblick auf das Ziel der "Sicherung der Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume" mittels eines "kohärenten europäischen ökologischen Netzes besonderer Schutzgebiete" (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT 1992, Art. 2 u. 3, vgl. auch SSYMANK et al. 1998) bilden die minerotropen Bergkiefernmoore einen wichtigen Baustein, wobei dieser Lebensraumtyp zur Erhaltung nativer Artenvielfalt auf ausgesprochen hohem Niveau, wie der folgende Punkt zeigt, beitragen kann.

Artenschutz: Eines der wichtigsten Wertmerkmale der minerotropen Bergkiefernmoore liegt in ihrer Funktion für den Artenschutz. Die wesentlichen Eckwerte seien herausgestellt:

- Im Rahmen der Vegetationsaufnahmen wurden 340 Arten (242 Gefäßpflanzen und 98 Moose, inkl. Unterarten) erfaßt. Bei einer deutschlandweiten Gesamtartenzahl von ca. 3320 Gefäßpflanzen und ca. 1120 Moosen (vgl. LUDWIG & SCHNITTLER 1996: 16) entspricht dies immerhin einem Anteil von fast 8% am Gesamtartenbestand³¹ der BRD.

³¹ Für einen einzelnen Vegetationstyp ist diese Zahl - der floristische Umfang der Gesellschaft - ungewöhnlich hoch. Dies erklärt sich dadurch, daß die minerotropen Bergkiefernmoore im Sinne der Offenland-Systematik keinen engbegrenzten Vegetationstyp, sondern einen "Typenschwarm" mit verschiedenen Entwicklungsflügeln darstellen, der mehrere Verbände (Rhynchosporion, Caricion lasiocarpae, Caricion davallianae u.a.) berührt.

- Etwa 20% der nachgewiesenen Gefäßpflanzen sind mit einer Meßtischblattfrequenz von $\leq 5\%$ im Gebiet der alten BRD selten, ca. 10% sogar sehr selten ($\leq 1\%$ der Meßtischblattzahl). Dabei gelten über die Hälfte der Gefäßpflanzen als rückläufig, ca. 20% sogar als stark rückläufig (Werte zur Seltenheit und Änderungstendenz nach ELLENBERG et al. 1991: 76). Bei den Moosen dürfte eine vergleichbare Situation vorliegen.

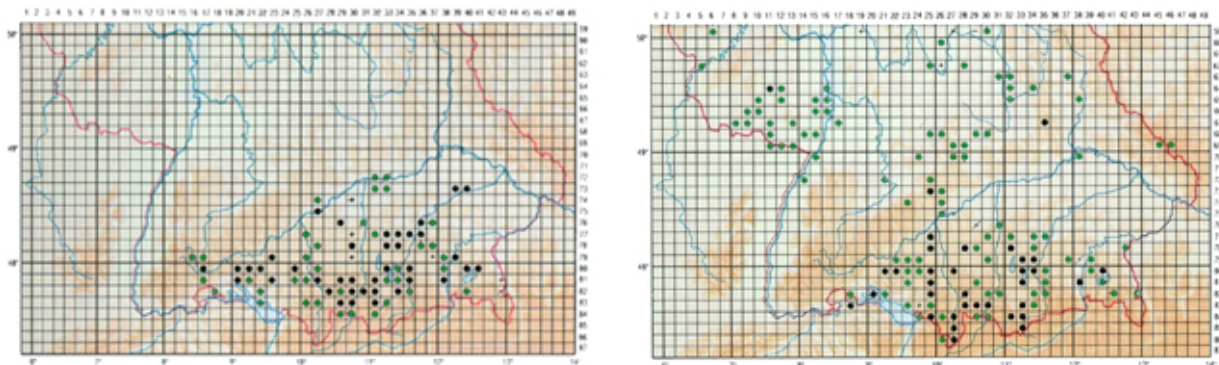


Abbildung 33: Ehemalige (grau) und aktuelle (schwarz) Vorkommen von *Betula humilis* (links) und *Eriophorum gracile* (rechts) in Süddeutschland (verändert nach HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988 Abb. 133, 2312).

- Die Fadenseggen-Bergkiefernmoore erreichen nicht nur insgesamt hohe Artenzahlen, sondern in einzelnen Ausbildungen auch auf kleinem Raum (Alpha-Diversität). So wird in der Ausbildung mit *Epipactis palustris* eine mittlere Artenzahl von über 70 Arten erreicht. Das sind Werte, die selbst in sehr artenreichen Streuwiesen - z.B. in Mesobromion-Ausbildungen des Primulo-Schoenetum oder des Cirsio tuberosi-Molinietum - selten erreicht werden (vgl. z.B. BRAUN 1983). Die Ursache hierfür liegt vor allem in der kleinstandörtlichen Differenzierung mit hoher Nischenvielfalt (limes divergens, vgl. WESTHOFF 1968: 65). Vielfach liegen die minerotropen Bergkiefernmoore im Bereich floristisch und moorkundlich sehr bedeutsamer Zonationskomplexe, die z.B. am Moorrand mit Schwarzerlen-Bruch oder Fichten-Moorwald beginnen, dann in minerotrophe Bergkiefernmoore verschiedener Ausbildung übergehen und zum Moorinneren durch primär offene ombrominerotrophe oder ombrotrophe Moore abgelöst werden (z.B. zentrales Murnauer Moos). Anzutreffen sind aber auch durch aufsteigendes Grundwasser bedingte insuläre Vorkommen innerhalb rein ombrotropher, also artenarmer Vegetation (z.B. Pfrunger Ried). In jedem Fall entsteht hierdurch sehr hohe landschaftliche Artenvielfalt (Gamma-Diversität). Auch aus zoologischer Sicht dürften solche Komplexsituationen von sehr hoher Bedeutung sein (z.B. für tyrphobionte Arten).
- Extrem hohe Bedeutung haben die minerotropen Bergkiefernmoore für den Schutz gefährdeter Arten. So ergibt sich allein aus der Auswertung des Aufnahmемaterials eine Zahl von 106 Arten der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (68 Arten der Gefäßpflanzen, 38 Moosarten, KORNECK et al. 1996, LUDWIG et al. 1996). Dieser Wert liegt fast doppelt so hoch wie bei den ebenfalls für den Artenschutz hoch bedeutsamen Schneeheide-Kiefernwald-Komplexen der Bayerischen Alpen, für die HÖLZEL eine Zahl von über 60 gefährdeten Arten mitteilt (1996a: 146). Beachtlich ist der Wert auch im Vergleich zur Gesamtzahl der verschollenen oder gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Formationen "oligotrophe Moore und Moorwälder" (82 Arten), "Feuchtwiesen" (64) und "Feucht- und Naßwälder" (12) der BRD (nach KORNECK & SUKOPP 1988: 116). Auf diese Formationen bezogen erreichen die minerotropen Bergkiefernmoore einen Anteil von über 40%. Bedenkt man, daß nur etwa 2 Hektar Moorfläche über Vegetationsaufnahmen erfaßt wurden (ca. 180 Vegetationsaufnahmen mit max. 100m²), so wird die hohe Artendiversität auf kleinem Raum offensichtlich.

Insgesamt entfallen 64 Arten auf die Kategorie "gefährdet", 37 auf die Kategorie "stark gefährdet" und fünf auf die Kategorie "vom Aussterben bedroht". Beachtlich ist nicht nur die ungewöhnlich hohe Zahl an Taxa, sondern auch die oft hohe Stetigkeit (Abbildung 35, S.103). Hervorzuheben ist auch, daß nicht nur einzelne Bestände für die hohe Zahl gefährdeter Arten verantwortlich zeichnen. Vegetationsaufnahmen ohne Arten der Roten Liste der BRD traten gar nicht auf. Über alle Vegetationsaufnahmen wird im Mittel ein Wert von

15 gefährdeten Arten erreicht und in über 75% der Bestände waren mehr als 10 gefährdete Arten am Bestandsaufbau beteiligt (vgl. Abbildung 35). Deutlich sprechen die Zahlen für die extrem hohe Bedeutung dieser Lebensgemeinschaft für den floristischen Artenschutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Dies gilt um so mehr, als die minerotropen Bergkiefernmoore in vielen Fällen eine dauerhafte Schutzfunktion versprechen, ohne dass lenkende Pflegeeingriffe notwendig wären, und darüber hinaus für einen Teil der Arten einen natürlichen Lebensraum darstellen. Gerade dieser Punkt muß ausdrücklich betont werden, weil die Kombination hoher Naturnähe und bedeutender Artenschutzfunktion in Mitteleuropa eine seltene Ausnahme darstellt.

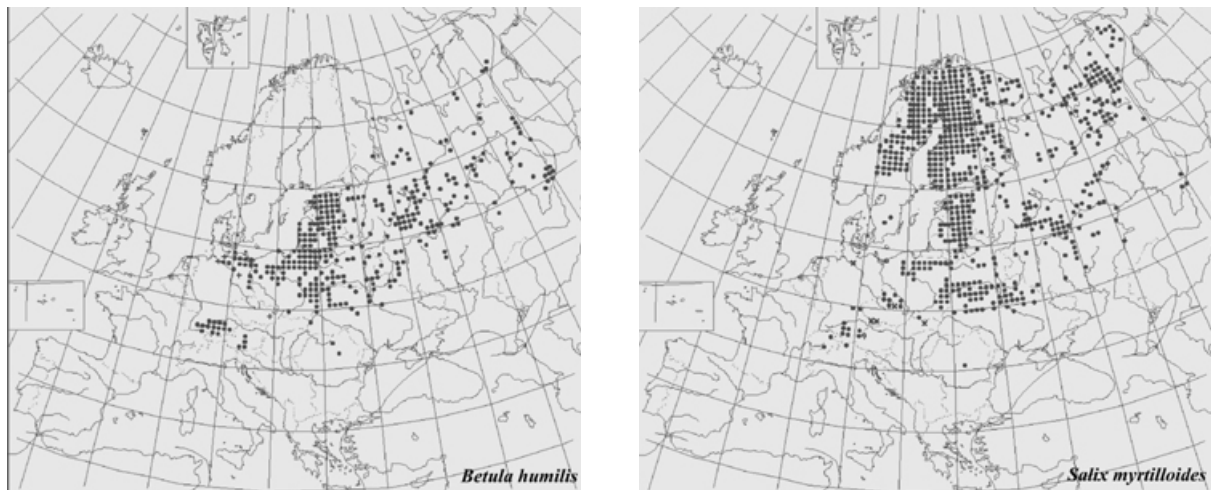


Abbildung 34: Punktkarte für die europäische Verbreitung der Eiszeitrelikte Strauchbirke (*Betula humilis*, links) und Heidelbeerweide (*Salix myrtilloides*, rechts) (aus JALAS et al. 1998).

- Klar unterstrichen wird die Bedeutung der Fadenseggen-Bergkiefernmoore für den floristischen Artenschutz auch durch die Nachweise der vom Aussterben bedrohten Arten Moor-Binse (*Juncus stygius*) und Moor-Steinbrech (*Saxifraga hirculus*). Für beide Arten ist in der BRD nur noch jeweils ein Wuchsort bekannt, beide liegen in minerotropen Bergkiefernmooren! Obwohl die Wahrscheinlichkeit des Überdauerns aufgrund der sehr kleinen Populationen beider Arten extrem gering ist - *Saxifraga hirculus* gelangt nicht mehr zur Blüte, *Juncus stygius* noch mit ca. 20 fruchtenden Individuen - sprechen die Vorkommen für die hohe Nischenvielfalt und das floristische Potential dieser Lebensgemeinschaft.
- Zusammen mit bestimmten Kontaktgesellschaften stellen die minerotropen Bergkiefernmoore gewissermaßen Inseln borealen Einschlags in einer vorwiegend durch Arten eurasiatischer Verbreitung geprägten Umgebungsvegetation dar. Hieraus erwächst die hohe arealkundliche Bedeutung des Vegetationstyps, die durch reiches Vorkommen der Glazialrelikte Strauchbirke (*Betula humilis*), Zwergbirke (*Betula nana*), Moor-Binse (*Juncus stygius*), Heidelbeerweide (*Salix myrtilloides*), Moor-Steinbrech (*Saxifraga hirculus*) und der glazialreliktischen Moose *Calliergon trifarium*, *Cinclidium stygius* und *Meesia triquetra* bekräftigt wird (Status als Glazialrelikt nach WALTER & STRAKA 1970: 375 bzw. HERZOG 1926: 253).

Nach SEIBERT (in OBERDORFER 1992: 63) "stellt der Spirken-Moorwald eine subarktisch-alpine Reliktgesellschaft der Späteiszeit dar, die als Zeuge einer ehemaligen Bergkiefernstufe innerhalb der sich in der Nacheiszeit entwickelnden Waldlandschaft auf den der Buche und Tanne unzugänglichen Moor- und Naßstandorten überdauern konnte". Allerdings ist der Reliktcharakter der Bergkiefer schlecht nachweisbar, weil bei moorstratigraphischen oder pollenanalytischen Untersuchungen die *Pinus*-Arten nur selten unterschieden wurden bzw. sich die Pollen nicht in jedem Fall sicher trennen lassen (vgl. v.a. LANG 1994: 146).

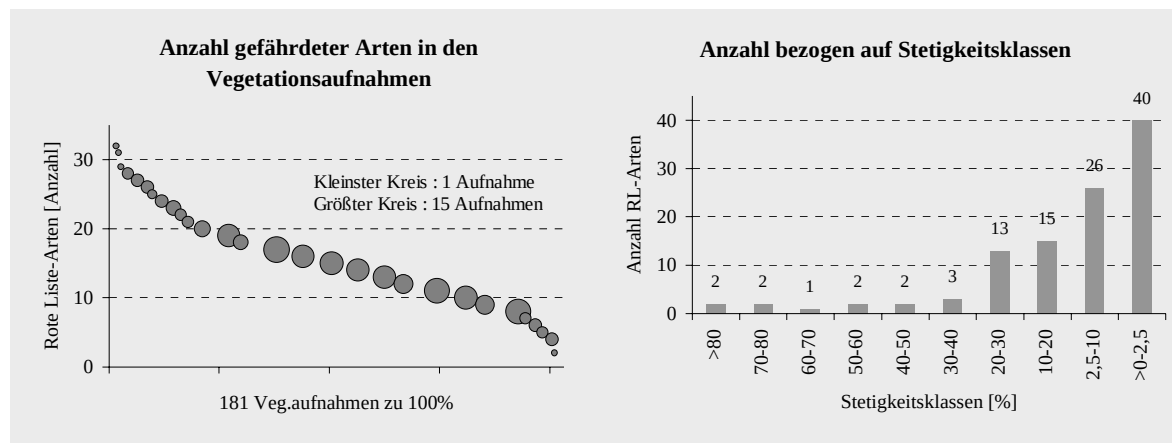


Abbildung 35: Anzahl gefährdeter Arten in den Vegetationsaufnahmen und ihre Stetigkeit.

Abiotischer Ressourcenschutz: Nicht selten wird die Bewaldung von Mooren ganz allgemein als Indiz für einen Stillstand der Torfbildung gedeutet (Stillstandsphase). Damit ginge die Senkenfunktion der Moore (v.a. CO₂ und Nährstoffe, für Stickstoff vgl. DAMMAN 1988) verloren, bei Mineralisation wären darüber hinaus Stoffauträge und Eutrophierungswirkungen zu erwarten. Die selbst in Trockenperioden hohen Moorwasserstände und das Vorkommen nassebedürftiger, an telmatisches Wasserregime gebundener Arten, wie z.B. *Calliergon trifarium*, *Meesia triquetra*, *Scorpidium scorpioides* und diverse *Sphagnum*-Arten, lassen aber erwarten, daß es sich bei den minerotrophen Bergkiefernmooren in der Mehrzahl um torfbildende Vegetation handelt ("Holzhaltige Kräutertorfe", vgl. GROSSE-BRAUCKMANN 2000, in Druck).

Bedeutung für die Forschung: Das Beispiel der minerotrophen Bergkiefernmoore, eine trotz hoher Bedeutung für die Vegetations- und Moorökologie bislang durch das Netz floristisch-vegetationsökologischer Forschung gefallene Vegetationsform, läßt erkennen, daß im Moorbereich eine große Zahl an offenen Fragen existiert: Zum natürlichen Lebensraum von Moorarten, zur sekundären Sukzession nach Nutzungsaufgabe z.B. von Streuwiesen (turnover-Rate und -Zeit, Nischenstruktur, Entwicklungsstadien und -phasen, Biomasse-Produktivität), zur zeitlichen Stabilität von Zwischen- und Übergangsmooren bzw. zur Detrophierungsneigung, zur Nässegrenze des Waldes und der entstehenden Struktur, zum Baumartenwechsel beim Übergang der Naßwald-Phasen (raumzeitliche Substitution, existiert ein Mosaik-Zyklus bzw. patch-dynamics?, vgl. JAX 1994: 108) und insgesamt zur Biodiversität naturnaher Moorlandschaften. Mit Blick auf die Lösung dieser und anderer Fragen bilden die minerotrophen Bergkiefernmoore zusammen mit anderen bislang kaum untersuchten Naßwald-Gesellschaften ein bedeutendes Studienobjekt. Zumindest an ausgewählten Stellen wäre die Anlage von Dauerbeobachtungsflächen zu empfehlen (vgl. z.B. PFADENHAUER et al. 1986, BÜCKING 1991, KNAPP & JESCHKE 1991, SCHMIDT 1991, FISCHER 1996).

Tabelle 14: Nachgewiesene Arten der Rote Liste BRD (Anzahl und Stetigkeit)

	Häufigkeit			Häufigkeit	
	n	%		n	%
Vom Aussterben bedroht			gefährdet (Fortsetzung)		
<i>Salix myrtilloides</i> - Heidelbeer-Weide	13	7	<i>Dactylorhiza maculata</i> agg. - Ar.gr. Geflecktes Knabenkraut	52	28
<i>Meesia triquetra</i>	4	2	<i>Drepanocladus revolvens</i>	51	28
<i>Juncus stygius</i> - Moor-Binse	1	1	<i>Trichophorum alpinum</i> - Alpen-Wollgras	50	27
<i>Saxifraga hirculus</i> - Moor-Steinbrech	1	1	<i>Rhynchospora alba</i> - Weiße Schnabelbinse	47	26
<i>Eriophorum gracile</i> - Schlankes Wollgras	1	1	<i>Epipactis palustris</i> - Sumpf-Stendelwurz	42	23
stark gefährdet			<i>Carex davalliana</i> - Davalls Segge	41	22
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	77	42	<i>Tofieldia calyculata</i> - Kelch-Simsenlilie	38	21
<i>Carex chordorrhiza</i> - Strickwurzel-Segge	74	40	<i>Eriophorum latifolium</i> - Breitblättriges Wollgras	37	20
<i>Scheuchzeria palustris</i> - Blumenbinse	49	27	<i>Parnassia palustris</i> - Sumpf-Herzblatt	37	20
<i>Carex dioica</i> - Zweihäusige Segge	49	27	<i>Plagiomnium elatum</i>	33	18
<i>Carex limosa</i> - Schlamm-Segge	46	25	<i>Sphagnum papillosum</i>	31	17
<i>Carex pulicaris</i> - Floh-Segge	42	23	<i>Calliergon giganteum</i>	30	16
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> - Traunsteiner's Knabenkraut	28	15	<i>Lysimachia thyrsoiflora</i> - Straußblütiger Gilbweiderich	27	15
<i>Dicranum bergeri</i>	27	15	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	27	15
<i>Sphagnum contortum</i>	25	14	<i>Carex lepidocarpa</i> - Schuppen-Segge	25	14
<i>Dactylorhiza inc. ssp. incarnata</i> - Fleischrotes Knabenkraut	24	13	<i>Scorpidium scorpioides</i>	20	11
<i>Homalothecium nitens</i>	21	11	<i>Pinguicula vulgaris</i> - Gewöhnliches Fettkraut	19	10
<i>Carex appropinquata</i> - Wunder-Segge	19	10	<i>Primula farinosa</i> - Mehlprimel	17	9
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	19	10	<i>Juncus alpino-articulatus</i> - Alpen-Binse	16	9
<i>Utricularia intermedia</i> - Mittlerer Wasserschlauch	15	8	<i>Sphagnum centrale</i>	16	9
<i>Swertia perennis</i> - Sumpfenzian, Tarant	11	6	<i>Platanthera bifolia</i> - Weiße Waldhyazinthe	15	8
<i>Betula humilis</i> - Strauchbirke	9	5	<i>Allium suaveolens</i> - Wohlriechender Lauch	13	7
<i>Cinclidium stygium</i>	9	5	<i>Fissidens adianthoides</i>	13	7
<i>Drepanocladus vernicosus</i>	9	5	<i>Schoenus ferrugineus</i> - Rostrottes Kopfried	12	7
<i>Sphagnum fuscum</i>	9	5	<i>Sphagnum teres</i>	11	6
<i>Carex hostiana</i> - Saum-Segge	8	4	<i>Drosera intermedia</i> - Mittlerer Sonnentau	8	4
<i>Calliergon trifarium</i>	8	4	<i>Sphagnum subnitens</i>	6	3
<i>Taraxacum palustre</i> agg. - Artengruppe Sumpf-Löwenzahn	7	4	<i>Trichocolea tomentella</i>	6	3
<i>Carex diandra</i> - Draht-Segge	5	3	<i>Phyteuma orbiculare</i> - Kugel-Teufelskralle	5	3
<i>Pedicularis palustris</i> - Sumpf-Läusekraut	5	3	<i>Carex pauciflora</i> - Wenigblütige Segge	5	3
<i>Drosera anglica</i> - Langblättriger Sonnentau	4	2	<i>Dicranum bonjeanii</i>	5	3
<i>Hammarbya paludosa</i> - Weichstendel	4	2	<i>Listera cordata</i> - Herz-Zweiblatt	4	2
<i>Utricularia minor</i> - Kleiner Wasserschlauch	3	2	<i>Pyrola rotundifolia</i> - Rundblättriges Wintergrün	4	2
<i>Laserpitium prutenicum</i> - Preußisches Laserkraut	3	2	<i>Salix myrsinifolia</i> - Schwarz-Weide	4	2
<i>Sphagnum majus</i>	3	2	<i>Thelypteris palustris</i> - Sumpf-Lappenfarn	4	2
<i>Utricularia ochroleuca</i> - Bläugelber Wasserschlauch	2	1	<i>Arnica montana</i> - Arnika, Berg-Wohlverleih	3	2
<i>Hypnum pratense</i>	2	1	<i>Corallorhiza trifida</i> - Korallenwurz	3	2
<i>Splachnum ampullaceum</i>	2	1	<i>Sphagnum tenellum</i>	3	2
<i>Equisetum variegatum</i> - Bunter Schachtelhalm	1	1	<i>Dactylorhiza majalis</i> - Breitblättriges Knabenkraut	2	1
<i>Betula nana</i> - Zwergbirke	1	1	<i>Cladium mariscus</i> - Schneidried	2	1
<i>Cladopodiella fluitans</i>	1	1	<i>Tetragonolobus maritimus</i> - Spargelbohne	2	1
<i>Fissidens osmundoides</i>	1	1	<i>Pedicularis sylvatica</i> - Wald-Läusekraut	2	1
<i>Sphagnum obtusum</i>	1	1	<i>Cratoneuron decipiens</i>	2	1
gefährdet			<i>Pinguicula alpina</i> - Alpen-Fettkraut	1	1
<i>Vaccinium oxycoccus</i> - Gewöhnliche Moosbeere	171	93	<i>Serratula tinctoria</i> - Färberscharte	1	1
<i>Sphagnum magellanicum</i>	171	93	<i>Hieracium lactucella</i> - Geöhrttes Habichtskraut	1	1
<i>Carex lasiocarpa</i> - Faden-Segge	143	78	<i>Scorzonera humilis</i> - Niedrige Schwarzwurz	1	1
<i>Andromeda polifolia</i> - Rosmarinheide	137	74	<i>Iris sibirica</i> - Sibirische Schwertlilie	1	1
<i>Drosera rotundifolia</i> - Rundblättriger Sonnentau	126	68	<i>Lycopodiella inundata</i> - Sumpf-Bärlapp	1	1
<i>Polytrichum strictum</i>	104	57	<i>Hookeria lucens</i>	1	1
<i>Menyanthes trifoliata</i> - Fiebertee	102	55	<i>Odontoschisma sphagni</i>	1	1
<i>Trichophorum cespitosum</i> - Rasenbinse	72	39	<i>Philonotis calcarea</i>	1	1
<i>Sphagnum subsecundum</i>	62	34	<i>Riccardia multifida</i>	1	1
<i>Gentiana asclepiadea</i> - Schwalbenwurz-Enzian	59	32	<i>Sphagnum compactum</i>	1	1
Gefährungsgrad	Anzahl	Gefährungsgrad	Anzahl		
vom Aussterben bedroht	5	gefährdet	64		
stark gefährdet	37				

8.2 Konzeptionelle Überlegungen zur Entwicklung artenschutzbedeutsamer naturnaher Moore – Prozeßschutzkonzeptionen in Mooren

Etwa seit Anfang der 90'er Jahre wird im Naturschutz unter dem Begriff Prozeßschutz eine verstärkte Besinnung auf natürliche, selbstregulierte Abläufe als Strategie des Naturschutzes gefordert oder diskutiert³² (z.B. MAYERL 1990, FISCHER 1991, ESER et al. 1992, SPERBER & VAN ACKEN 1993, STURM 1993, PLACHTER 1996, SCHERZINGER 1990, 1997, JEDICKE 1998, RODE 1998). Da diese dem Naturschutzbegriff inhärente Forderung - natura als geboren im Sinne von unverfälschter Urkraft (Antonym: Kultur, künstlich), aber auch im Sinne von Wachsen und Entwickeln, also dem Prozeß (lat. processus = Fortgang, Verlauf) - dem sogenannten Status-quo-orientierten oder konservierenden Naturschutz durch Pflege z.T. als allein zukunftsweisende Strategie gegenübergestellt wird, ist diese Forderung von Seiten des Artenschutzes durchaus kritisch zu sehen. Festzustellen ist eine oft wenig reflektierte Diskussion, in der die Objektebene des Naturschutzes (Arten, Lebensgemeinschaften) häufig nur eine marginale oder gar keine Rolle spielt: "Dabei setzt man auf einen breiten ökologischen Ansatz und nicht nur darauf, eine "Lieblingsart" zu behüten, für die man andere Arten unterdrückt, die das eigene Konzept stören" (SPERBER & VAN ACKEN 1993: 95) oder "Im Gegensatz dazu stellt im hier definierten Prozeßschutz die natürliche Entwicklung das Ziel und den Weg zugleich dar; ein eventuelles Verschwinden der Zielarten und Etablierung anderer Arten sind als wertneutral hinzunehmen" (ALTMOOS & DURKA 1998: 292). Bei großflächig-spontaner Umsetzung von Prozeßschutzkonzepten birgt diese Sichtweise die Gefahr einer massiven Verringerung der Biodiversität der Ökosysteme Mitteleuropas, die in ihrem Ausmaß - im Bereich der Moore, aber auch bei vielen anderen Ökosystemtypen - den Meliorations- und Intensivierungsschüben der jüngern Vergangenheit gleich kommen könnte.

Die Entwicklung im Bereich der minerotrophen Bergkiefernmoore ist ein Beispiel dafür, daß spontane und un gelenkte Entwicklung im Bereich ehemals extensiv genutzter Ökosysteme (Streuwiesen, Extensivweiden) nicht in jedem Fall zu einer Abnahme der Biodiversität oder zum Ausscheiden gefährdeter Arten führen muß. Im folgenden soll deshalb die Frage beleuchtet werden, welche Voraussetzungen sich aus dieser Situation ableiten lassen, damit auch bei selbstregulierter Entwicklung artenreiche und für den Artenschutz Mitteleuropas relevante Moor-ökosysteme entstehen. Dabei ist die Klärung der Bedingungen und Voraussetzungen für Prozeßschutz vor allem deshalb von Bedeutung, weil auch aus Sicht des amtlichen Naturschutzes das Ziel besteht, den Anteil der Prozeßschutzgebiete zu erhöhen (z.B. im Rahmen der Naturschutzgroßprojekte des Bundes, vgl. SCHERFOSE et al. 1998: 298).

Zur Natürlichkeit spontaner, selbstregulierter Prozesse: Die Betonung des Nicht-Gegenständlichen und der zufälligen, stochastischen Ereignisse ist ein Hauptmerkmal der meisten Aufsätze zum Prozeßschutz. Nicht selten tritt dabei die Objektebene in den Hintergrund oder wird vollständig ausgeblendet (s.o.). Einer kritischen Betrachtung kann diese einseitige Sichtweise nicht Stand halten, weil die angestrebten natürlichen ökologischen Prozesse Ergebnis der Interaktionen von Arten sind, der Prozeßverlauf wird durch sie genauso gesteuert wie durch die abiotischen Faktoren (vgl. z.B. die initial floristic composition, EGLER 1954) und auch die Prozeßvielfalt hängt von ihren Impulsen ab. Die Naturnähe von Prozessen ist also eine Funktion des Artenpotentials des Naturraums oder anders ausgedrückt, natürliche, ahemerobe Prozesse setzen die Präsenz von Arten der Naturlandschaft voraus (zum Hemerobiebegriff und möglichen Einteilungen vgl. z.B. JALAS 1955, SUKOPP 1969, BORNKAMM 1980, DIERSCHKE 1984, GRABHERR et al. 1998).

Über die Fragen, welche Arten zur natürlichen Ausstattung eines Naturraums gehören (Idiochore), welche von ihnen anthropogen gefördert wurden (Apophyten) und welche erst durch den Einfluß des Menschen eingewandert sind (Anthropochore, zur Einteilung vgl. SCHROEDER 1969), geben paläobotanische Untersuchungen Aufschluß. Da in Mooren bekanntlich außer Pollen (Vegetationsentwicklung in der weiteren Umgebung) auch pflanzliche Großreste fossilisiert vorliegen (lokale Vegetationsentwicklung), kann die Frage der Synanthropie der Arten hier vergleichsweise sicher beantwortet werden. Für eine große Zahl an Arten zeigt sich, daß es sich um natürliche Elemente der Flora (indigene, altheimische Arten) handelt (z.B. NEUWEILER 1905, BERTSCH 1925, 1931, PAUL

³² In dieser Arbeit soll der Begriff Prozessschutz auf den Schutz bzw. die Gewährung natürlicher, vollständig selbstregulierter ökologischer Vorgänge begrenzt werden (also nicht nur auf selbstregulierte). Prozeßschutzgebiete sind demnach in Gänze nutzungsbefreite Gebiete (Synonyme: z.B. Totalreservat, Bannwälder, Kernzone der Biosphärenreservate), die einem freien Kräftespiel unterliegen. Im Sinne von JEDICKE (1998: 233) wäre dies Prozeßschutz s. str. oder segregativer Prozeßschutz, den er dem integrativen oder Nutzungsprozeßschutz gegenüberstellt (vgl. auch PLACHTER 1996).

& RUOFF 1927, 1932, GROSSE-BRAUCKMANN 1979, 1998a, SCHWAAR 1986, LANG 1994, BURGA & PERRET 1998), die nach Untersuchungen von LÜDI (1953) an Schieferkohlen im nördlichen Vorland der Schweizer Alpen vielfach sogar bereits in den Interglazialen, vor ca. 100.000 Jahren, am Aufbau der Moore beteiligt waren.

Natürliche oder weitgehend naturnahe (a- und oligohemerobe) Prozesse wären unter heutigen Bedingungen in mitteleuropäischen Mooren danach nur in solchen Naturräumen möglich, in denen ein ausgeprägter Grundstock an moor- und feuchtgebietstypischen Arten vertreten ist. Dagegen sind in Mooren, die ihr Spektrum an moortypischen Arten auf großer Fläche (z.B. Donaumoos, PFADENHAUER et al. 1991) oder gänzlich eingebüßt haben, allein aus floristischen Gründen keine oligohemeroben Prozesse zu erwarten, auch wenn die Vegetations- und Standortdynamik dem natürlichen Kräftespiel unterliegt und nach Naturgesetzmäßigkeiten abläuft. In jedem Fall wird das Sukzessionsgeschehen hier durch die zurückliegenden anthropogenen Einflüsse langfristig geprägt (eubis polyhemerobe, selbstregulierte Prozesse). Ahemerobe Ökosysteme sind immer selbstreguliert, aber nicht alle selbstregulierten Prozesse führen zu ahemeroben Ökosystemen. Bei der Forderung nach Erhöhung des Anteils an Prozessschutzgebieten ist also zu beachten, daß allein das Zulassen spontaner, un gelenkter Entwicklungen im Ergebnis nicht überall zu naturnahen Ökosystemen führen muß, obwohl die Prozesse selbstreguliert sind.

Standörtliche Voraussetzungen: Moore gehören zu den Ökosystemen, in denen die Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen abiotischem und biotischem Kompartiment besonders deutlich werden. Die Vegetation steuert die Entwicklung des Torfkörpers und dieser über seine physikalisch-chemischen Eigenschaften wiederum die Entwicklung der Vegetation. Strebt man also möglichst naturnahe Prozesse an, so ist darauf zu achten, daß auch die standörtlichen Gegebenheiten eine naturnahe Entwicklung ermöglichen.

Beispiel: In einigen Mooren Süddeutschlands sind forstlich seit geraumer Zeit nicht beeinflusste Moorwaldbestände anzutreffen, die in ihrer Vertikalstruktur und dem räumlichen Mosaik durchaus urwaldartigen Charakter haben (z.B. Bannwald-NSG Riedschachen im südl. Federseeried, Randbereich des Bannwalds "Großer Trauben" in NSG Pfrunger-Burgweiler Ried, Wasachmoos/Sulzschneider Forst). Häufig stocken solche Bestände aber auf entwässerten Torfen; hier wirken über Torfmineralisation Prozesse der Standortsukzession, die selbstverstärkend verlaufen und ihren Niederschlag in erhöhten Stoffausträgen (vgl. SUCCOW 1988, PFADENHAUER et al. 1991, JANIESCH et al. 1991), aber auch in der Artenzusammensetzung finden. Solche durch Nitrophyten geprägte Moorwälder (z.B. mit Himbeere, Brombeere, Brennessel und Schwarzem Holunder, vgl. z.B. DINTER 1982, SCHRAUTZER et al. 1991, WARNKE & WARNKE-GRÜTTNER 1996, WAGNER & WAGNER 1996, WIEBE 1998, PRETZEL & REIF 1999, MAST 1999) leisten keinen Beitrag zum Schutz moor- und feuchtgebietstypischer Arten und werden auch den Zielen des abiotischen Ressourcenschutzes (z.B. Austragsminimierung, vgl. PFADENHAUER 1994a, 1998) nicht gerecht. Das gesamte Vegetationsgefüge ist trotz hoher Maturität im Grunde nicht naturnah (entgegen der Auffassung von KOWARIK 1988, der auch die im Zuge der Sukzession auf irreversibel veränderten Standorten entstehenden Schlußgesellschaften als ahemerob bezeichnet).

Zentrale Bedeutung für die Entwicklung eines repräsentativen Systems naturnaher Moorökosysteme hat demnach die hydrologische und nährstoffhaushaltliche Sanierung der Moorflächen und ihres Umfelds. Die Forderung ist nicht neu, wird im Moorschutz aber oft allein im Zusammenhang mit Zielen des abiotischen Ressourcenschutzes (Senkenfunktion, Torfakkumulation) betont. Zahlenmäßig von größter Bedeutung für den floristischen Artenschutz sind aber gerade Moore mit telmatischem Wasserregime und dauerhaft nasse Standorte des semiterrestrischen Bereichs. In einer für süddeutsche Verhältnisse repräsentativen Moorlandschaft stellt sich die Situation für vom Aussterben bedrohte und stark gefährdete Arten entsprechend Abbildung 36 (S.107) dar: Die weitaus überwiegende Zahl der gefährdeten Arten entfällt auf den Bereich minerotropher, mäßig nährstoffreicher, nasser Standorte. Daß die Faktorenkonstellation dauerhafter Nässe bei nur mäßiger Nährstoffverfügbarkeit für den Moorartenschutz von hoher Bedeutung ist, zeigt sich auch in Sekundärbiotopen (z.B. die Torfstiche im Wasenmoos/Pfronten, vgl. RINGLER 1989, oder im Wiener Filz/Traunstein, vgl. POSCHLOD 1990). Als Folge großflächiger Hydromelioration stellen solche Biotope in einigen Moorlandschaften heute sogar den Schwerpunktlebensraum für seltene und gefährdete Moorarten dar (z.B. im Steinhauser Ried/Federsee für nässebedürftige Arten der Oxycocco-Sphagnetea, im Pfrunger Ried v.a. Caricion lasiocarpae und Magnocaricion-Arten).

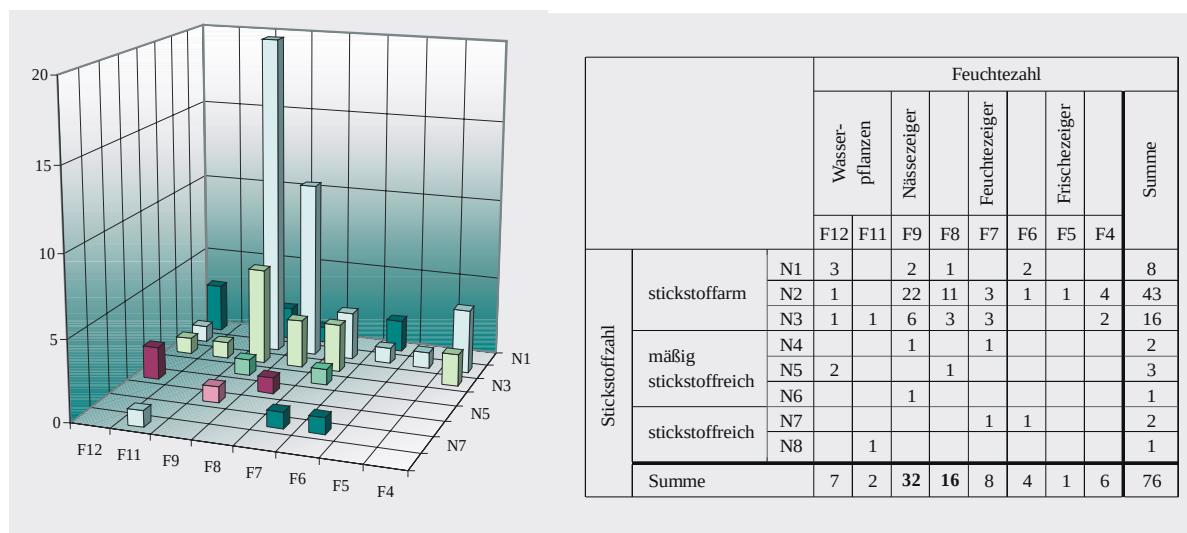


Abbildung 36: Anzahl vom Aussterben bedrohter und stark gefährdeter Arten (BRD) bezogen auf die Feuchte- und Nährstoffzahl (vgl. ELLENBERG et al. 1991) in einer größeren, repräsentativen Moorlandschaft Süddeutschlands (Murnauer Moos, Loissachmoore, Moore westlich des Staffelsees, aus WAGNER et al. 2000, unveröff.).

Am Beispiel dieser Sekundärlebensräume (i.S. von ESER et al. 1992) wird eine der Hauptursachen für die Rückläufigkeit einer großen Zahl an Moorarten, nämlich Entwässerungsmaßnahmen, offensichtlich, wobei auch die Aufrechterhaltung des Vorflutersystems im Rahmen der Streuwiesenpflege nicht selten einer kritischen Betrachtung bedarf. Das Beispiel der Torfstiche zeigt aber auch, daß für eine größere Zahl an Moorarten Chancen auf Arealausweitung bestünden, die aufgrund des erheblichen Rückgangs und der heutigen Seltenheit vieler Arten genutzt werden sollten. Tatsächlich sieht die Situation aber anders aus. Sofern überhaupt - in einigen Schwerpunktlandkreisen des Moorschutzes Süddeutschlands finden sich noch überhaupt keine Beispiele für umgesetzte hydrologische Sanierungsmaßnahmen des Naturschutzes - beschränken sich Maßnahmen der Wiedervernässung oft auf Regenwassermoore, deren Sanierungsbedarf außer Frage steht, die aber nur einen geringen Beitrag zur Förderung gefährdeter naturraumtypischer Moorarten leisten können. So steht den in Süddeutschland insgesamt nur auf kleinem Raum durchgeführten Maßnahmen der hydrologischen Moorrenaturierung eine sehr große Fläche an wasserhaushaltlich angeschlagenen Mooren - ein bislang für den Artenschutz nicht erschlossenes, enormes Potential - gegenüber. Mindestens mit gleicher Dringlichkeit und Priorität wie aus Sicht des abiotischen Ressourcenschutzes oder des allgemeinen Moorschutzes sind deshalb aus floristischer Sicht großflächige Maßnahmen zur hydrologischen Sanierung zu fordern, die das weitgehende Fehlen landschaftsdynamischer Prozesse (Moortransgression, regressive Moorentwicklung) in Teilen kompensieren könnten (vgl. Kap. 7.3.3 S.96).

Hydrologische Sanierungsplanungen gründen vielfach allein auf den Parametern Wasserdurchlässigkeit des Torfkörpers (kf-Wert) und hydraulisches Potential zum Vorfluter. Trotz Fehlens innerer Entwässerungssysteme vergleichsweise trockene Moore sprechen aber dafür, daß diese Betrachtungsweise nicht ausreicht (vgl. auch BRAGG et al. 1993). Mit erheblicher Fernwirkung versehen sind nämlich alle Eingriffe, die zur Zerschneidung von Grundwasserströmen (Fanggräben), zu einem veränderten Infiltrationsregime entlang der Fließgewässer oder zu Eingriffen in das untere Grundwasserstockwerk - in den Stammbeckenmooren Süddeutschlands ist artesisch gespanntes, aufsteigendes Druckwasser für die Moorgenese vielfach von ursächlicher Bedeutung - geführt haben, weil diese allesamt einer Abtrennung des Moorkörpers von seinem Einzugsgebiet gleich kommen. Stärker als bisher oft üblich ist deshalb der Blick auch auf das Moorumfeld zu erweitern. Selbst für die Eigenwassermoore (Regenwassermoore) ist dies zu fordern. Die trophische Unabhängigkeit von der Umgebung darf nicht generell - wie der Begriff Eigenwassermoor suggeriert - mit einer hydraulischen Gleichgesetzt werden, denn die Mehrzahl der Regenwassermoore ist über Grundwassermooren (=Niedermoores) aufgewachsen; hydrologische Störungen des unterlagernden Grundwasserkörpers dürften selbst bei (zunächst) wenig durchlässigem Katotelm auf Dauer nicht ohne Wirkung auf den oberen Moorwasserhorizont bleiben (vgl. auch JOOSTEN 1993: 109).

Faktor Zeit: Eine Bedingung dafür, daß Prozessschutz in möglichst naturnahen, biodiversen Ökosystemen mündet, in denen die Arten der Naturlandschaft auch Siedlungsraum finden, dürfte in einem hohen Maß an raumzeitlicher Kontinuität liegen. Interaktionen (z.B. Migrationen s.l.) zwischen rezenten und in statu nascendi befindlichen Biotopen müssen möglich sein. Als in dieser Hinsicht kritisch erweisen sich Brachestadien entwässerter Moorstandorte, die oft zu artenarmen Vegetationsentwicklungen führen. Solche Entwicklungen sind, obwohl

Naturkräften und Naturgesetzmäßigkeiten unterliegend, keineswegs natürlich, sondern werden durch den zurückliegenden anthropogenen Einfluß überprägt (mesohemerober Prozesse). So würden horstbultige und streuverfilzte Dominanzgesellschaften mit geringem Nischenangebot, die Barrierewirkung entfalten und den Übergang der Arten in Folgestadien erschweren, in der Naturlandschaft nicht in dieser Form, geschweige denn auf großer Fläche auftreten. Raum-zeitliche Aspekte sind also in die Überlegungen bei der Konzeption von Prozeßschutzgebieten einzubeziehen.

Faktor exogene Dynamik: Inverse Torfsequenzen z.B. mit Wechselfolgen ombrotropher und minerotropher Torfe belegen, daß exogene Impulse, die zu regressiven Sukzessionen führen, in der Vergangenheit in vielen Mooren des Alpenvorlands auf großer Fläche existierten (vgl. z.B. PAUL und RUOFF 1932). Heute weisen auf Stabilität bedachte Nutzungsformen natürlichen Prozessen der Standortum- und -neugestaltung, die Voraussetzung für die Entstehung potentieller Lebensräume wären, die Schranken. Hier werden die Grenzen von Prozeßschutz in einer dicht besiedelten und infrastruktureichen Landschaft schnell sichtbar. Landschaftsgestaltende, natürliche Prozesse müßten in großem Umfang toleriert werden, um auf den Kompensationseffekt der oft frühen Stadien der Vegetationsentwicklung simulierenden Pflege verzichten zu können. Dabei ist nicht allein an großflächig wirkende "Katastrophenereignisse", wie etwa Bergrutschungen, Murenbildungen oder morphodynamische Aktivität der größeren Flüsse zu denken, deren Integration in Mitteleuropa nur mehr in beschränktem Umfang möglich sein wird. Auch die viel häufiger eintretenden kleinen "Ereignisse", Aufkiesungen bei kleineren Bächen, Uferrutschungen, Versumpfung von Muldensituationen oder die fortschreitende Vernässung im Umfeld von Quellmooren, sind in ihrer Summe hinsichtlich der natürlichen Biodiversität von erheblicher Bedeutung, werden aber fast ausnahmslos nicht toleriert.

Generelle Anforderungen bei der Planung von Prozeßschutzgebieten: Die Planung von Prozeßschutzgebieten, in denen auch in ihrer Biodiversität möglichst natürliche Ökosysteme geschützt und entwickelt werden sollen, stellt hohe Anforderungen. Einige Aspekte sollen nachfolgend stichpunktartig genannt werden:

- ▶ Konzeptionen entwickeln: In gleichem Maße wie die extensiv bewirtschafteten/gepflegten Moorflächen bedürfen die in Sukzession befindlichen Moore örtlich-konkreter Zielvorstellungen. Freie Entwicklung allein im Rahmen der gesetzlichen Bestimmungen (keine Intensivierung) ermöglicht zwar spontane Prozesse, wird in der Mehrzahl der Gebiete aber nicht zum Ziel der Sicherung nativer Biodiversität führen, weil die Voraussetzungen hierfür nicht gegeben sind. Dies gilt nicht nur hinsichtlich der Restitution, z.B. des Wasserhaushalts, sondern auch bezüglich der planerischen (z.B. prioritäre Gebiete) und administrativen Vorleistungen und deren Instrumente (Flächenankauf). Auf induktivem Weg zu erarbeiten wäre ein Katalog der vollständig oder in Teilen als Reservat geeigneten Mooregebiete (v.a. Schutz- und Maßnahmenpriorität, Repräsentativität). Auf instrumenteller Seite wäre die alles entscheidende Frage des Flächenankaufs, der in aller Regel zusammenhängend über viele Flurstücke erfolgen muß, neu zu bewerten (Art der Wertermittlung: Ertrags- und Bodenkennzahlen vs. Zahlungsbereitschaft bzw. Wertschätzung des Naturschutzes).
- ▶ Keine pauschalen Konzepte, sondern abgewogene örtlich-konkrete Prozeßschutzkonzeptionen mit Naturraumbezug. Rein theoretisch-generalisierende (vgl. einige Aufsätze zum Thema Prozeßschutz) oder nur deduktiv entwickelte Vorstellungen sind zur Entwicklung naturnaher Moorlandschaften nicht geeignet. So bestehen in Naturräumen mit defizitärer Artenstruktur und starker Pflegeabhängigkeit geringe Handlungsspielräume, in solchen mit hohem Artenpotential dagegen größere. Wo und ob Prozeßschutz aus gesamtplanerischer Sicht zielführend sein kann, kann nur vor dem Hintergrund artspezifischer Naturraumanalysen (v.a. Gefährdungspotential und -ursachen) beantwortet werden (vgl. RINGLER 1980: "Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen").
- ▶ Die Entwicklung naturnaher Moore ist längerfristige Aufgabe: Die Überführung von durch lange Nutzungszeiträume entstandenen Kulturlandschaften in Naturlandschaften ist auch dort wo erwünscht und erreichbar nicht schlagartig möglich, weil Prozesse der sekundären Sukzession noch maßgeblich durch die ehemalige Nutzung geprägt werden (s.o.).

- Stärker als bislang ist Sukzession im Moorbereich auch aus Sicht des Artenschutzes als Chance einer nachhaltigen, von veränderlichen ökonomischen Rahmenbedingungen unabhängigen Sicherung der Biodiversität zu begreifen. In jedem Fall zu klären sind aber die gebietsspezifischen Voraussetzungen. Während diese für den abiotischen Bereich vergleichsweise einfach ermittelt werden können (Indizien für den natürlichen Standortcharakter liegen i.d.R. in vielfacher Form vor: Topographie, Einzugsgebiet, Torfmächtigkeit, Indikatorarten etc.) ist beispielsweise die Beantwortung der Frage, welche Arten tatsächlich zur naturraumtypischen Ausstattung zählen (Naturraumpotential) würden/werden, weitaus schwieriger zu beantworten. Auf breiter Front wären hier Kenntnislücken durch Forschung abzubauen.

Anforderungen an die Forschung: Unser heutiger Wissensstand zur Floren- und Vegetationsentwicklung nach Nutzungsaufgabe oder zur Biodiversität naturnaher Landschaften darf durchaus als bescheiden bezeichnet werden. Aus der Unkenntnis heraus sollte man deshalb zum einen auf umsichtige Naturschutzstrategien setzen und zum zweiten Kenntnislücken durch Intensivierung einer diesbezüglichen Sukzessionsforschung abbauen. Unter anderem bedürfen folgende Themen einer intensiveren Behandlung.

- Ökologische Nische: Die Regel der ökologischen Individualität der Arten ("Jede Art besitzt ein bestimmtes Verbreitungsareal in bezug auf die ökologischen Faktoren, d.h. jede Art ist ökologisch individuell", RAMENSKIJ 1910 u. 1924 zit. in RABOTNOV 1992: 219) umschreibt das umfangreiche Aufgabenfeld. Primär wäre der Blick auf hochgradig gefährdete und arealgeographisch bedeutsame Einzelarten zu fokussieren. Daß hier noch große Wissenslücken klaffen, zeigt das Beispiel der minerotrophen Bergkiefernmoore. Für eine ganze Reihe der hier vorkommenden Arten finden sich in der mitteleuropäischen Literatur keine oder nur sehr wenige Angaben über Vorkommen in Moorwaldgesellschaften. Die hohe Stetigkeit vermeintlicher Offenlandarten in diesen Moorwaldbeständen macht aber wahrscheinlich, daß hier genauso wie in nordeuropäischen Moorwäldern (z.B. HEIKURAINEN 1953) nicht pflegeabhängige Primärlebensräume liegen.
- Spektrum der Naßwaldbiozönosen: Die in Mitteleuropa aktuelle pflanzensoziologische Gliederung (vgl. OBERDORFER 1992, MUCINA et al. 1993, POTT 1995) wird der Vielfalt an existierenden Moor- und Bruchwald-Ausbildungen bei weitem nicht gerecht. Nicht nur die minerotrophen Bergkiefernmoore, die im existierenden System trotz charakteristischer Artenkombination keiner Gliederungsstufe (Klasse, Ordnung, Verband) angeschlossen werden können, sind zu nennen. Das gleiche gilt für Zwischenmoor-Wälder der Birke, Waldkiefer und Fichte, die für das Alpenvorland charakteristisch sind. Dabei ist die Beschäftigung mit der Moor- und Bruchwaldgliederung nicht allein von rein pflanzensoziologischem Interesse. Vielmehr ist ein die tatsächliche Vegetationsvielfalt abbildendes Gliederungssystem Grundvoraussetzung für die Ableitung und Verifikation von Sukzessionsmodellen (z.B. nach Aufgabe der Nutzung).
- Primär offene und gehölzfähige Moore: Sukzessionsprognosen in Mooren scheitern selbst bei guter Datengrundlage zum Standort oft an der Unkenntnis über die Gehölzfähigkeit in Abhängigkeit von Moorwasserstand und Trophie. Lehrbuchhaft entwickelte Zonation vom hochwüchsigen Moorrandwald zu kleinwüchsigen Beständen im Zentrum sind nicht immer Ausdruck des Standortpotentials, sondern können ihre Ursache im Besiedlungsfortschritt haben. Wichtig wären hier standörtliche Dauerbeobachtungen zur Nässegrenze des Waldes in Abhängigkeit von der nährstoffhaushaltlichen Situation.
- Dynamik: Moor- und Bruchwaldökosysteme unterscheiden sich in mehreren Punkten von der zonalen Waldvegetation Mitteleuropas. Mit Ausnahme der Fichte sind die Gehölzarten der Moore Lichtbaumarten. Viele der Baumarten erreichen zudem nur ein geringes Alter, so daß ein rascher, durch die Standortextreme noch beschleunigter Generationswechsel vorliegt. Auch sind nur wenige Baumarten am Aufbau der Wälder beteiligt (<10 Baumarten). Hier ergeben sich eine Reihe von Fragen zur Abfolge der Entwicklungsphasen, zum horizontalen und vertikalen Aufbau, zur Nischenstruktur, zum Baumartenwechsel (vgl. z.B. FALINSKI 1988), also zur raum-zeitlichen Substitution, und generell zum Arten-turnover. Auf solche Fragen abgestellte Dauerbeobachtungen wären wünschenswert (zu Fragestellung, Methodik, Design: vgl. PFADENHAUER et al. 1986, ALBRECHT et al. 1991, BÜCKING 1991, SCHMIDT 1991a, FISCHER 1996).

9 Zusammenfassung

Einleitung und Aufgabenstellung: Mit Latsche und Bergkiefer (*Pinus mugo* agg.) bestockte Moore sind eine charakteristische Erscheinung des Alpenvorlands und Alpenraums sowie einiger zentraleuropäischer Mittelgebirgsmoore. Diese werden als artenarme, durch ombrotrophente Arten und Azidophyten geprägte Artengemeinschaften charakterisiert, in der Pflanzensoziologie als Pino-Sphagnetum und Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae bezeichnet und in die Klasse Oxycocco-Sphagnetea (Gesellschaften der Regenwassermoore) bzw. Vaccinio-Piceetea (Boreale Nadelwälder) gestellt. Außer diesen bereits früh beschriebenen (KÄSTNER & FLÖSSNER 1933), vergleichsweise großflächig und weit verbreiteten Moorwäldern treten im süddeutschen Alpenvorland minerotrophe Latschen- und Bergkiefernmoore auf, die floristisch, aber auch standörtlich, strukturell und in syn-dynamischer Hinsicht von den klassischen Typen erheblich abweichen. Die floristische Analyse dieser Artengemeinschaft, die als *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft bezeichnet wird, ist eine Hauptaufgabe der vorliegenden Arbeit.

Floristische Gliederung: Auf Basis von 181 Vegetationsaufnahmen wird die durch kleinräumigen Bult-Schlenken-Wechsel komplex strukturierte Lebensgemeinschaft floristisch gegliedert. Fünf Ausbildungen werden unterschieden. Die *Scheuchzeria palustris*-Ausbildung vermittelt als vergleichsweise artenarmer Flügel zum ombrotrophen Pino-Sphagnetum, unterscheidet sich aber von diesem durch einen hohen Anteil an minerotrophenten Arten (Mineralbodenwasserzeiger sensu DU RIETZ 1954). Der Typischen Ausbildung Fehlen eigene Differentialarten. Die *Scorpidium scorpioides*- und die *Epipactis palustris*-Ausbildung ist durch Arten basenreicher Schlenken-Gesellschaften und Kleinseggenriede charakterisiert. Das Vordringen von Arten dieses soziologischen Verhaltens ist aus dem Bereich mitteleuropäischer Naßwälder kaum bekannt. Die *Crepis paludosa*-Ausbildung vermittelt mit höherem Anteil eutraphenter Arten bei Rückgang der Oxycocco-Sphagnetea-Arten zu ombrominerotrophen Fichten-Moorwäldern und zum Sphagno squarrosi-Alnetum, einer Bruchwaldgesellschaft mesotropher Niedermoores.

Struktur: Die generell anzutreffende kleinräumige Mikrostruktur mit einem Wechsel aus Depressionen (Tepichhorizont, Schlenken) und erhöhten Buckeln oder Rücken (Bulte) ist Ausdruck eines unterschiedlichen Nährstoff- und Wasserregimes. Die vorwiegend durch azidophytische und ombrotrophente Moose und Zwergsträucher besiedelten Bulte zeigen niedrige pH-Werte bei geringer Varianz, Überstauungen treten in Jahren ohne extreme Niederschlagsereignisse nicht auf. Dagegen liegen die durch minerotrophente Arten besiedelten Depressionen im oder knapp oberhalb des Schwankungsbereichs des Moorwasserspiegels, die hier hohe floristische Varianz ist mit der Basenversorgung korreliert. Die Bulte sind Austragsstandorte mit vertikal abwärts gerichtetem Wasserstrom (Versauerung), während im Bereich der Depressionen über den Wasserstrom (lateral oder vertikal aufsteigend) eine Basennachlieferung erfolgen kann. Über die Bryophyten, die die Standortverhältnisse kleiner Räume indizieren, erfolgt eine floristische Gliederung der Bult-Schlenken-Struktur (Stufenkomplexe).

Die minerotrophen Bergkiefernmoore sind überwiegend kleinwüchsig, etwa die Hälfte der untersuchten Bestände erreicht eine Höhe von weniger als 6 m. Die maximal erreichte Höhe liegt bei 20 m, wobei über 12 m messende Bestände nur selten angetroffen wurden. Die durch die Makro-Phanerophyten gebildete Vertikalstruktur reicht von buschartigen Beständen (kein Stammraum) über einschichtige Wälder (Stamm- und Kronenraum; i.d.R. mit schwach entwickelter Strauchschicht) bis zu in der Baumschicht zweischichtig aufgebauten Wäldern. Zwischen der Höhe der Baumschicht und ihrer Deckung bestehen zwischen den Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore deutliche Unterschiede, die nicht allein durch unterschiedliches Alter, sondern auch durch die Standortbedingungen zu erklären sind.

Standort: Grundwasserstandsbeobachtungen in Mooren des Landkreises Garmisch-Partenkirchen zeigen, daß die *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft sehr naß steht (telmatisches bis dauerhaft nasses semiterrestrisches Wasserregime) und im Wasserregime gehölzfreien Pflanzengesellschaften des Caricion lasiocarpae oder Rhynchosporion gleicht. Hinsichtlich Azidität und Basenversorgung vermittelt die *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft zwischen ombrotrophen und rein minerotrophen Mooren. Um die standörtliche Zwischen-

stellung zu betonen und um auf die über alle Ausbildungen realisierte Kombination aus ombrotrophenten und minerotrophenten Arten hinzuweisen, die auch Ausdruck einer moorgenetischen Zwischenstellung ist, werden entsprechende Naßwälder in dieser Arbeit als ombrominerotrophe Moorwälder bezeichnet. Insgesamt führen die standörtlichen Befunden zu der über den Untersuchungsansatz nicht zu verifizierende These, daß die Gehölzfähigkeit von Moorstandorten gleicher Nässe mit dem Nährstoffreichtum positiv korreliert ist. Mineralstoffreiche Moore wären bei gleichem Nässegrad danach gehölzfähiger (Jahreszuwachs und Wuchshöhe) als mineralstoffarme Moore.

Flora und Florenelemente: Die intermediäre Stellung der minerotrophen Bergkiefernmoore zwischen ombrotrophen Moorwäldern (Vaccinio-Piceetea) und minerotrophen Bruchwäldern (Alnetea) wird auch in chorologischer Sicht deutlich. Arktisch-boreal verbreitete Arten haben in der *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft einen viel größeren Anteil als in den durch eurasiatische Arten geprägten Bruchwäldern. Die floristische Analyse zeigt ferner, daß sich für eine größere Zahl der in den minerotrophen Bergkiefernmooren angetroffenen Arten in der vegetationskundlichen Literatur keine Hinweise auf Vorkommen in Gehölzgesellschaften finden. Auch gelten viele Arten, die auch in stärker beschatteten Moorwäldern vital angetroffen wurden, nach den Zeigerwerten von ELLENBERG (1992) als Voll-Lichtpflanzen. Die Verhältnisse in den minerotrophen Bergkiefernmooren sprechen hingegen dafür, daß es sich nicht in jedem Fall um obligate Offenlandarten handelt, sondern einige auch in stärker beschattete Moorwald-Biozönosen übergreifen. Diese Annahme stimmt mit paläo-soziologischen Befunden über Großrestanalysen überein. Im Hinblick auf die vor allem aus Sicht des Artenschutzes prioritäre, vielfach aber noch ungelöste Frage nach dem natürlichen, primären Lebensraum sind die minerotrophen Bergkiefernmoore (zusammen mit anderen azonalen oder extrazonalen Gehölzgesellschaften) von großer Bedeutung.

Syntaxonomie: Der Vergleich mit floristisch-ähnlichen Syntaxa des pflanzensoziologischen Systems zeigt, daß zum Verband Caricion lasiocarpae (Fadenseggenriede) der Klasse Scheuchzerio-Caricetea die größte Ähnlichkeit auf hohem Niveau besteht. Der Anschluß der Artenkombination an Assoziationen dieses Verbands (bzw. diesen Verband) wird aber aus unterschiedlichen Gründen abgelehnt (v.a. qualitative Unterschiede bei den steten Arten als Folge der Komplexstruktur). Da den minerotrophen Bergkiefernmooren eigene Kennarten fehlen - die kennzeichnenden Arten sind bereits Kennarten anderer Syntaxa und können nach bisherigem pflanzensoziologischem Vorgehen konventionsgemäß nicht mehrfach benutzt werden - werden sie zunächst als ranglose *Carex lasiocarpa-Pinus rotundata*-Gesellschaft - Fadenseggen-Bergkiefernmoor - bezeichnet. Die ranglose Stellung außerhalb des pflanzensoziologischen Gliederungssystem des eurosibirischen Vegetationskreises ist negativ zu bewerten, weil ein Prinzip der Taxonomie, nämlich das der möglichst realen, das heißt auch vollständigen Ordnung nicht erfüllt wird. Zudem ist sie unberechtigt, weil floristisch und strukturell ähnliche Naßwald-Artenkombination in Mooren der borealen Zone auf großer Fläche existieren und damit die streng präalpid verbreiteten minerotrophen Bergkiefernmoore ihre auf den ersten Blick singuläre Stellung verlieren. Mit Blick auf eine zukünftige, auf dem Prinzip der formationsspezifischen Kennarten beruhende Naßwaldsystematik, wird deshalb ein erweiterter pflanzensoziologischer Gliederungsvorschlag zur Diskussion gestellt. Vorgeschlagen wird, die durch Oxycocco-Sphagnetes- und Vaccinio-Piceetea-Arten gekennzeichneten und hierüber gegen die Alnetea-Gesellschaften differenzierten Moorwälder in einer Klasse (z.B. Vaccinietea uliginosi, Vaccinio uliginosi-Pinetes) zu vereinigen und die Trennung der ombrotrophen von den ombrominerotrophen Moorwäldern erst auf Ebene der Ordnung zu vollziehen.

Dynamik: Ein Großteil der untersuchten minerotrophen Bergkiefernmoore dürfte sich Anfang des 20. Jahrhunderts im Bereich zuvor offener, gehölzfreier Moorflächen entwickelt haben. Unter der Annahme, daß Indikatorarten der vorausgehenden Offenland-Vegetation vor allem in den jungen Stadien der minerotrophen Bergkiefernmoore erhalten bleiben, sind Aussagen zum Verlauf der sekundär progressiven Sukzession eingeschränkt möglich. Danach können nasse Moorflächen des floristischen Spektrums Caricion davallianae, Caricion fuscae, Caricion lasiocarpae und Rhynchosporion die Ausgangsvegetation bilden, wenn die Flächen gleichzeitig Bultvegetation aufweisen, weil das Vorkommen erhöhter und stark belichteter Kleinstandorte wahrscheinlich die Voraussetzung für die Etablierung der Bergkiefer ist.

Die im Aufnahmемaterial bestehenden Beziehungen zwischen floristischen, strukturellen und standörtlichen Parametern gegenüber der Konkurrenzsituation in der Baumschicht lassen erwarten, daß die vornehmlich durch oligo- und mesotraphente Arten gebildeten minerotrophen Bergkiefernmoore basenärmerer Standorte eine Dauer- gesellschaft darstellen können, die Bergkiefer ihre Dominanzstellung hier also langfristig behaupten kann. Demgegenüber ist für Bestände mit hohem Anteil eutraphenter Arten (v.a. *Crepis paludosa*-Ausbildung) ein Baumartenwechsel zu erwarten. Unter anderem ausgehend vom potentiellen Alter, der Kulmination des Zuwachses, dem Keimungsverhalten, der Schattverträglichkeit sowie der Präsenz der konkurrierenden Baumarten Fichte, Schwarzerle, Grauerle und Moorbirke im Aufnahmемaterial dürfte die Bergkiefer in den Ausbildungen mit eutraphenten Arten ihren Hauptkonkurrenten in der Fichte finden.

Als für den Artenschutz hoch bedeutsame Lebensgemeinschaft stellt sich nicht nur die Frage nach der Entwicklung in der Baumschicht. Wichtig wären auch Erkenntnisse zum gesamten Artenumsatz (turnover-rate) und zur Dauerhaftigkeit des Lebensraums vor allem für gefährdete Arten. Aussagen hierzu lassen sich auf Basis des Untersuchungsprogramms nur indirekt erschließen, indem die Betrachtung auf die bedingenden Standortfaktoren, vor allem die Mineralstoffversorgung und das Wasserregime, fokussiert wird. Drei Entwicklungsrichtungen sind denkbar. Der Prozeß der Ombrotrophierung oder allgemeiner Detrophierung, der durch fortschreitende Torfbildung und damit Ablösung vom Einfluß mineralstoffreichen Wassers in ombrogenen Moorregionen wie dem süddeutschen Alpenvorland als Grundsukzession in Betracht zu ziehen ist. Damit verbunden ist ein Ausfall der minerotraphenten Arten. Auch Auteutrophierungsprozesse mit Zunahme der Produktivität bei Abnahme oligo- und mesotraphenter Arten sind denkbar und für einen Teil der minerotrophen Bergkiefernmoore anzunehmen. Längerfristige Stabilität (Homöostase) ist der unwahrscheinlichste aller Fälle, weil die Wahrscheinlichkeit von Konstanz mit zunehmender Größe des Zeitintervalls abnimmt. Bestimmte Konstellationen vorausgesetzt, scheint längerfristige Milieukonstanz, die Grundbedingung für floristische Stabilität ist, aber möglich. Konstanz der Standortbedingungen ist realisiert, wenn sich trotz fortschreitender Torfbildung die hydrologisch-wasserchemischen Bedingungen z.B. als Folge eines parallelen Grundwasseranstiegs nicht verändern. Moorstratigraphische und paläosoziologische Untersuchungen anderer Autoren zeigen, daß solche Situationen in der Vergangenheit über lange Zeiträume existierten und liefern einen Nachweis dafür, daß sich minerotrophe *Pinus*-Moore über einen Zeitraum von ca. 2.000 Jahren im Boreal und Atlantikum in floristisch nahezu konstanter Zusammensetzung behauptet haben.

Naturschutz: Minerotrophe Bergkiefernmoore nehmen im Hinblick auf das Ziel der Erhaltung der Biodiversität und des Schutzes seltener und gefährdeter Arten eine Spitzenstellung ein. So wurden im Rahmen der Vegetationsaufnahmen 340 Arten (242 Gefäßpflanzen und 98 Moose, inkl. Unterarten) erfaßt. Dabei sind ca. 10% der Arten mit einer Meßtischblattfrequenz von $\leq 1\%$ in der BRD (alt) sogar sehr selten. Besonders hervorzuheben ist die Bedeutung für den Schutz gefährdeter Sippen. Allein aus der Auswertung des Aufnahmемaterials ergibt sich die beachtliche Zahl von 106 Arten der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (68 Arten der Gefäßpflanzen, 38 Moosarten). Bezogen auf die Gefäßpflanzen sind dies über 40% der verschollenen oder gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen, die für die Formationen "oligotrophe Moore und Moorwälder", "Feuchtwiesen" und "Feucht- und Naßwälder" angegeben werden. Insgesamt entfallen 64 Arten auf die Kategorie "gefährdet", 37 auf die Kategorie "stark gefährdet" und fünf auf die Kategorie "vom Aussterben bedroht". Dabei ist für zwei vom Aussterben bedrohten Arten (Moor-Binse, *Juncus stygius*, Moor-Steinbrech, *Saxifraga hirculus*) in der BRD nur noch jeweils ein Wuchsort bekannt. Beide Wuchsorte liegen in minerotrophen Bergkiefernmooren! Bedeutsam sind die minerotrophen Bergkiefernmoore auch aus Sicht des abiotischen Ressourcenschutzes (Senkenfunktion der Moore) und für die syndynamische Forschung (z.B. Nischenstruktur und native Lebensräume).

Hervorzuheben ist auch die Kombination hoher Naturnähe bei gleichzeitig hoher Bedeutung für den Artenschutz (pflegeunabhängige Artenschutzfunktion), weil diese Konstellation in Mitteleuropa nur selten realisiert ist. Dieser Aspekt führt zu dem im Naturschutz seit Anfang der 90'er Jahre vielfach diskutierten Konzept des Prozeßschutzes. Dabei wird Prozeßschutz in dieser Arbeit als Strategie des Naturschutzes verstanden, die nicht allein auf ein hohes Maß an Selbstregulation abzielt, sondern Selbstregulation in Verbindung mit Naturnähe meint und in natürlichen Ökosystementwicklungen mündet. Zu der im Rahmen der Prozeßschutzdiskussion nicht selten anzutreffenden alleinigen Betonung des Nicht-Gegenständlichen und der zufälligen, stochastischen Ereignisse bei

Vernachlässigung der Objektebene (v.a. Arten) wird kritisch Stellung genommen. Grundbedingung für natürliche Prozesse ist nicht allein der Verzicht auf anthropogene Einflüsse, sondern in gleicher Weise das Vorliegen eines naturraumtypischen Arteninventars, weil ansonsten nur selbstregulierte, aber nicht in jedem Fall natürliche Prozesse wirksam werden. Das gleiche gilt im Hinblick auf die standörtlichen Ausgangsbedingungen sowie zeitliche und landschaftsdynamische Aspekte. Voraussetzungen, Bedingungen und Grenzen für Prozeßschutz, der zu artenschutzrelevanten Moorökosystemen führen kann und dem Grundsatz der Erhaltung der Biodiversität verpflichtet ist, werden in der Arbeit genannt.

10 Literatur

- ADLER, W., OSWALD, K. & FISCHER, R., 1994: Exkursionsflora von Österreich. 1180 Seiten, Ulmer, Stuttgart.
- AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart 331 S., Stuttgart.
- ALETSEE, L., 1967: Begriffliche und floristische Grundlagen zu einer pflanzengeographischen Analyse der europäischen Regenwassermoorstandorte. Beitr. Biol. Pflanzen 43: 117-160, Berlin.
- ALTMOOS, M. & DURKA, W., 1998: Prozeßschutz in Bergbaufolgelandschaften. Nat.schtz u. Landschaftsplanung, 8-9/98, 291-297.
- AUNE, E.I., KUBICEK, F. & MOHN, A., 1993: Studies of plant biomass in permanently plots at Solandet Nature Reserve, Central Norway. Univ. Trondh. rapp. bot. ser. 1993(2): 7-20.
- BARKMAN, J.J., 1968: Das synsystematische Problem der Mikrogenossenschaften innerhalb der Biozönosen. In: Pflanzensoziologische Systematik. Int. Ver. f. Veg.kunde, 21-53, Den Haag.
- BARKMAN, J.J., 1972: Einige Bemerkungen zur Systematik der Hochmoorgesellschaften. Ber. int. Symp. Rinteln 1970: 469-476, Den Haag.
- BARKMAN, J.J., 1989: Fidelity and character-species, a critical evaluation. Vegetatio 85: 105-116.
- BARKMAN, J.J., 1990: Controversies and perspectives in plant ecology and vegetation science. Phytocoenologia 18/4: 565-589.
- BARKMAN, J.J., MORAVEC, J. & RAUSCHERT, S., 1986: Code of phytosociological nomenclature. 2nd. ed. Vegetatio 67: 145-195. Dordrecht.
- BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND. 1996: Klimaatlas von Bayern. 48 Seiten, 57 Karten. Buchhandlung Kanzler, München.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND C.R., 1991: Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser, 1024 S., Basel.
- BENKERT, D., FUKAREK, F., KORSCH, H. et al., 1996: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. 615 S., G. Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- BERGMEIER, E., HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., NOWAK, B. & PEPPE, C., 1990: Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. Kieler Not. Pflanzenk. Schleswig-Holst. Hamburg 20 (4): 92-103, Kiel.
- BERTRAM, R., 1988: Pflanzengesellschaften der Torfstiche nordniedersächsischer Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheiten von der Wasserqualität. Diss. Bot. 126: 1-126.
- BERTSCH, F., 1935: Das Pfrunger Ried und seine Bedeutung für die Florengeschichte Südwestdeutschlands. Beih. z. bot. Zentralblatt 54/B: 185-243, Kassel.
- BERTSCH, K., 1912: Studien aus der heimischen Flora. Jh. Ver. Vaterl. Naturk. 68: 44-64.
- BERTSCH, K., 1925: Eine interglaziale Flora aus Oberschwaben. Allg. Bot. Zeitschr. 28/29, Karlsruhe.
- BERTSCH, K., 1925: Das Brunnenholzried. Ver. Staatl. Stelle f. Nat.schtz Bad.-Württ. Amt f. Denk.pflege 2: 67-152., Stuttgart.
- BERTSCH, K., 1931: Paläobotanische Monographie des Federseerieds. Biblioth. Bot. 103, 1-127.
- BERTSCH, K., 1966: Moosflora von Südwestdeutschland. 234 S., Ulmer, Stuttgart.
- BORNKAMM, R., 1980: Hemerobie und Landschaftsplanung. Landschaft und Stadt (12,1) 49-55.
- BOSSHARD, A., ANDRES, F., STROHMEYER, S. & WOHLGEMUTH, T., 1988: Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenrieds - Folgerungen für den Naturschutz. Ber. d. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel, Bd. 54, 181-220.
- BRAGG, O., MOLDASCHL, E., REITER, K. & STEINER, G. M., 1993: Expertise zum Schutz und Management des Pürgschachenmooses und seiner näheren Umgebung im steirischen Ennstal, Gemeinde Ardnig, Bezirk Liezen. WWF Österreich, 103 S., Wien.
- BÄURER, I., MAIBOM, W., MATTHIES, D. & TSCHARNTKE, T., 1999: Populationsgröße und Aussterberisiko gefährdeter Pflanzenarten in Niedersachsen. Verh. Ges. f. Ökol. 29: 505-510.
- BRAUN, W., 1968: Die Kalkflachmoore und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften im bayerischen Alpenvorland. Diss. Botanicae 1: 1-134, Cramer Verlag, Lehre.

- BRAUN, W., 1983: Die Pfeifengrasstreuwiesen des Murnauer Moores und ihre Standortverhältnisse. Ber. Bay. Bot. Ges. Bd. 54, 187-214, München.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. 865 S., Springer, Wien.
- BRESINSKY, A., 1965: Zur Kenntnis des circumalpinen Florenelements im Vorland nördlich der Alpen. Ber. Bay. Bot. Ges. 38: 5-67, München.
- BRIEMLE, G., 1980: Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland. Diss. Bot. 57: 1-269 Cramer, Vaduz.
- BRÖRING, U. & WIEGLEB, G., 1990: Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? Natur & Landschaft 65 (6): 283-291, Bonn.
- BROTHERUS, V.F., 1923: Laubmoose Fennoskandiens, 635 S., Reprint Koeltz, Königstein 1974, Helsingfors.
- BRUELHEIDE, H., 1995: Die Grünlandvegetation des Harzes und ihre Standortbedingungen. Mit einem Beitrag zum Gliederungsprinzip auf der Basis von statistisch ermittelten Artengruppen. Diss. Bot. 244, 338 S. Berlin, Stuttgart.
- BRUNET, J., 1991: Die Vegetation der Erlenbruchwälder in Schonen (Südschweden). Tüxenia 11: 269-291, Göttingen.
- BÜCKING, W., 1991: Forschungsansätze und -ergebnisse zum Stoffhaushalt ausgewählter Bannwälder Baden-Württemberg. In: Naturwaldreservate. Schr.f. f. Veg.kunde 21: 97-120, Bonn-Bad Godesberg.
- BÜCKING, W., REINHARDT, W., STEINLE, R., 1988: Der Bannwald "Brunnenholzried" 1925-1988: Untersuchungen zum Stoffhaushalt und zur Vegetationsentwicklung im Bannwald "Brunnenholzried" bei Bad Schussenried/Oberschwaben. Telma (18) S.137-155, Hannover.
- BURGA, C.A. & PERRET, R., 1998: Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. 832 S. Ott-Verlag, Thun (Schweiz).
- BUSBY, J.R., BLISS, C.D. & HAMILTON, C.D., 1978: Microclimate control of growth rates and habitats of the boreal mosses *Tomenthypnum nitens* and *Hylocomium splendens*. Ecol. Monogr. 48, 95-110.
- BUSHART, M., 1989: Schwarzerlen- und Moorbirkenwälder im westlichen Hunsrück. Tüxenia 9: 391-415, Göttingen.
- CAJANDER, A., 1913: Studien über die Moore Finnlands. Acta Forest. Fenn. 2(3) 1-208.
- CALLAGHAN, T.V., COLLINS, N.J. & CALLAGHAN, C.H., 1978: Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomium splendens* and *Polytrichum commune* in Swedish Lapland. Oikos 31: 73-88.
- CLYMO, R.S. & REDDAWAY, E.J.F., 1971: Productivity of *Sphagnum* (bog moss) and peat accumulation. Hydrobiologia 12: 181-192.
- COWARDIN, L.M., GOLET, F.C. & LAROE, E.T., 1979: Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. <http://www.nwi.fws.gov/contents.html>
- CYLMO, R. S., 1973: The growth of *Sphagnum*: Some effects of environment. J. Ecol. 58, 13-49.
- DAMMAN, A.W.H., 1988: Regulation of nitrogen removal and retention in *Sphagnum* bogs and other peatlands. Oikos 51: 291-305.
- DANIELS, R. E., 1990: Handbook of European Sphagna. 263 S., Institute of Terrest. Ecology, London.
- DIERSCHKE, H., 1984: Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas. Phytocoenologia 12, 173-184.
- DIERSCHKE, H., 1988: Zur Benennung zentraler Syntaxa ohne eigene Kenn- und Trennarten. In: Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Tüxenia 8: 381-382, Göttingen.
- DIERSCHKE, H. [IN BARKMAN, J.J. & SYKORA, K.V. (EDS.)], 1988a: Methodische und syntaxonomische Probleme bei der Untersuchung und Bewertung nasser Mikrostandorte in Laubwäldern. Dependent plant communities, 43-57. SPB Acad. Publishing The Hague.
- DIERSCHKE, H., 1992: Zur Begrenzung des Gültigkeitsbereiches von Charakterarten. Neue Vorschläge und Konsequenzen für die Syntaxonomie. Tüxenia (12) S.3-11, Göttingen.
- DIERSCHKE, H., 1994: Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. 683 S., Ulmer, Stuttgart.
- DIERSEN, K., 1977: Zur Synökologie von *Betula nana* in Mitteleuropa. Phytocoenologia 4 (2), S. 180-205.
- DIERSEN, K., 1982: Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. Editions des Conservatoire et Jardin botaniques, 382 S., Chambessy.
- DIERSEN, K., 1990: Einführung in die Pflanzensoziologie - Vegetationskunde. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

- DIERßen, K., 1996: Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland. Mitt. AG Geobotanik Schleswig-Holstein, Hamburg, 50: 86 S., Kiel.
- DIERßen, K., 1996a: Vegetation Nordeuropas. Ulmer, 838 Seiten, Stuttgart.
- DIERßen, B. & DIERßen, K., 1984: Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. Beih. Veröff. Natsch. u. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 39: 1-512, Karlsruhe.
- DIERßen, K. & DIERßen, B., 1982: Kiefernreiche Phytozönosen oligotropher Moore im mittleren und nordwestlichen Europa - Überlegungen zur Problematik ihrer Zuordnung zu höheren synsystematischen Einheiten. Bericht internat. Symposium IVV 1981, 229-331, Vaduz.
- DIERßen, K. & REICHELT, H., 1988: Zur Gliederung des *Rhynchosporion albae* W. KOCH 1926 in Europa. Phytocoenologica (16,1) 37-104, Berlin, Stuttgart.
- DINTER, W., 1982: Waldgesellschaften der Niederrheinischen Sandplatten. Diss. Bot. 64, 1-110, Vaduz.
- DINTER, W., 1990: Aufbau und Gliederung der Erlenbruchwälder im Süderbergland. In: Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Tuexenia 10: 409-418, Göttingen.
- DOHEN, K. & FRANK, H., 1983: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1: 25 000 Blatt 8333 Murnau. S. 1-151, Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- DÖRING, U., 1987: Zur Feinstruktur amphibischer Erlenbruchwälder. Tuexenia 7, S. 347-366, Göttingen.
- DÖRING-MEDERAKE, U., 1991: Feuchtwälder im nordwerdeutschen Tiefland. Gliederung - Ökologie - Schutz. Scripta Geobotanica (19) 122 S. Goltze Verlag, Göttingen.
- DÖRR, E., 1970: Flora des Allgäus, 5. Teil: Gramineae - Cyperaceae. Ber. Bay. Bot. Ges. 42: 141-184, München.
- DU RIETZ, E., 1930: Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. - Abderhalden: Handb. biol. Arbeitsmeth., XI: 5, S. 293-480.
- DU RIETZ, E., 1954: Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der Nord- und Mitteleuropäischen Moore. Vegetatio 5/6: 571-585.
- DÜLL, R., 1994: Deutschlands Moose 2. Teil Grimmiales - Orthotrichales. 211 S., IDW-Verlag Bad Münstereifel.
- DÜLL, R., 1994a: Deutschlands Moose. 3. Teil Orthotrichales: Hedwigiaceae - Hypnobryales: Hypnaceae. 256 S., IDH-Verlag, Bad Münstereifel.
- DÜLL, R. & MEINUNGER, L., 1989: Deutschlands Moose 1. Teil Antocerotae, Marchantiatae, Bryatae: Sphagnidae, Andreaeidae, Bryidae: Tetrarhizales - Pottiales. 368 S., IDH-Verlag, Bad Münstereifel.
- DVWK (HRSG.), 1996: Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK-Schriften 112:1-492, Bonn.
- EGGELSMANN, R., 1978: Oxidativer Torfverzehr in Niedermooren in Abhängigkeit vom Klima und mögliche Schutzmaßnahmen. Telma 8: 75-81, Hannover.
- EGGELSMANN, R., 1982: Anmerkungen zur Berechnungsmethode der Breite hydrologischer Schutzzonen im Moor. Telma 12, 183-188, Hannover.
- EGLER, F.E., 1954: Vegetation science concepts I: Initial floristic composition, a factor of old-field vegetation development. Vegetation 4: 412-417.
- EGLOFF, T. & NAEF, E., 1982: Grundwasserstandsmessungen in Streuwiesen des Unteren Reusstales. Ber. Geobot. Inst. ETH 49, Zürich.
- EGLOFF, T., 1986: Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen - Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente. Veröff. Geobot. Institut, Stiftung Rübel 89: 1-183, Zürich.
- EHRENDORFER, F. (HRSG.), 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. erw. Auflage, 318 S., Stuttgart.
- ELLENBERG, H., 1963: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H., 1973: Ökosystemforschung - Ergebnisse von Symposien der Deutschen Botanischen Gesellschaft und der Gesellschaft für angewandte Botanik in Innsbruck, Juli 1971. 281 S., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- ELLENBERG, H., 1979: Begriffe der Sukzessionsforschung. - In: Tüxen, R. (Hrsg.), Gesellschaftsentwicklung. Ber. intern. Sympos. S.5-10, Rinteln.
- ELLENBERG, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl., 1095 S., Ulmer, Stuttgart.

- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J., 1986: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer, 507 S. Stuttgart.
- ELLENBERG, H. & MUELLER-DOMBOIS, D., 1967: Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth. Ber. Geobot. Inst. ETH Stiftg Rübel 37: 21-55. Zürich.
- ELLENBERG, H. & MUELLER-DOMBOIS, D., 1967a: A key to Raunkier plant life forms with revised subdivisions. Ber. Geobot. Inst. ETH Stiftg Rübel 37: 56-73. Zürich.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D., 1991: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 18: 1-248, Goltze, Göttingen.
- ELSTER, H. J., 1958: Lake classification, production and consumption. Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Int. Ver. Limnol. 13: 101-120.
- ESCHENBACH, CH., 1996: Zur Ökophysiologie der Primärproduktion der Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Verhdlg Ges. f. Ökologie 26: 89-95.
- ESER, U., GRÖZINGER, C., KONOLD, W. & POSCHLOD, P., 1992: Naturschutzstrategien. Primäre Lebensräume - Sekundäre Lebensräume - Ersatzlebensräume und ihre Lebensgemeinschaften. Ansätze für eine Neuorientierung im Naturschutz. Veröff. Projekt "Angewandte Ökologie" Bd 2, 103 S., LfU Bad.-Württ., Karlsruhe.
- EUROLA, S. & HOLAPPA, K., 1985: The Finish mire system. Aquilo Ser. Bot. 21: 101-110.
- EUROLA, S., 1962: Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. Ann. bot. soz. zool. bot. fenn. Vanamo 33(2), 243 S.
- FALINSKI, J.B., 1986: Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Ecological studies in Bialowieza forests. Geobotany 8: 1-537. Kluwer. Dordrecht.
- FALINSKI, J.B., 1988: Succession, regeneration and fluctuation in the Bialowieza Forest (NE Poland). Vegetatio 77: 115-128.
- FISCHER, A., 1991: Das Leistungspotential der Natur als wesentliches Kriterium bei der Formulierung grundlegender Zielvorstellungen des Naturschutzes?. In: Wald oder Weideland - Zur Naturgeschichte Mitteleuropas. Laufener Seminarbeiträge 2/92: 35-44, Laufen/Salzach.
- FISCHER, A., 1996: Forschung auf Dauerbeobachtungsflächen im Wald. Ziele, methodischer Zugang, Analyse, Beispiele. Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 35, 87-106.
- FISCHER, A., 1997: Die Bedeutung der Dauerflächenforschung für die angewandte Geobotanik. Forstw. Centralb. 116, 202-206.
- FISCHER, A. & KLOTZ, S., 1999: Zusammenstellung von Begriffen, die in der Vegetations-Dauerbeobachtung eine zentrale Rolle spielen. Tuexenia 19: 3-11, Göttingen.
- FISCHER, A. & PFADENHAUER, J., 1991: Rote Listen von Pflanzengesellschaften - Möglichkeiten, Probleme und Alternativen. Naturschutz und Landschaftsplanung 23 (6): 229-232, Stuttgart.
- FISCHER, M. & MATTHIES, D., 1998: The effect of population size on performance in the rare plant *Gentianella germanica*. J. Ecol. 86: 195-204.
- FLINTROP, T., 1994: Ökologische Charakterisierung des Caricetum davallianae durch Grundwasserstands- und pH-Messungen. Ber. Reinhold Tüxen Ges. 6: 83-100.
- FRAHM, J.-P., 1979: Verbreitungskarten von Moosen in Deutschland I. Ablyodon, Catoscopium, Meesia. Herzogia 5: 119-161.
- FRAHM, J.-P. & FREY, W., 1987: Moosflora. 522 S., Ulmer, Stuttgart.
- FRANKL, R. 1996: Zur Vegetationsentwicklung in den Rottauer Filzen (südliche Chiemseemoore) im Zeitraum von 1957 bis 1992. Bayreuther Forum Ökologie Bd. 37: Bayreuth.
- FRANZ, W. R., 1988: Bruchwälder und Übergangsbestände zu Eschen-Erlen-Wäldern in Kärnten. Carinthia II 178/98: 627-645, Klagenfurt.
- FREY, W., FRAHM, J.P., FISCHER, E., LOBIN, W., 1995: Die Moos- und Farnpflanzen Europas. In: Kleine Kryptogamenflora, begründet von H. Gams. 426 S. Fischer, Jena.
- GAMS, H., 1954: Vegetationssystematik als Endziel oder Verständigungsmittel? In: aktuelle Probleme der Pflanzensoziologie. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 29: 29-34. Verlag Hans Huber, Bern.
- GERDOL, R. & F. PICCOLI, 1982: Bemerkungen über die Vegetationsdynamik eines Bergkiefernmoores in den östlichen Südalpen. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 17: 337-347. Praha.

- GIES, TH., 1972: Vegetation und Ökologie des Schwarzen Moores (Rhön) unter besonderer Berücksichtigung des Kationen-
gehaltes. 184 S., Diss. Bot. 20. Lehre.
- GIGNAC, L., VITT, D.H., ZOLTAL, S.C. & BAYLEY, S.E., 1991: Bryophyte response surfaces along climate, chemical and phy-
sical gradients in peatlands of western Canada. *Nova Hedw.* 53(1-2), 27-71.
- GIGON, A. & BOCHERENS, Y., 1985: Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland? *Ber.*
Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel 52: 53-65. Zürich.
- GILLET, F. & GALLANDAT, J.-D., 1996: Integrated synusial phytosociology: some notes on a new, multiscalar approach to ve-
getation analysis. *Journal of Vegetation Science* 7, 13-18.
- GLAVAC, V., 1972: Über Höhenwuchsleistung und Wachstumsoptimum der Schwarzerle auf vergleichbaren Standorten
Nord-, Mittel- und Südeuropas. *Schr.rhe Forstl. Fakultät* 45, Göttingen.
- GLAVAC, V., 1996: Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden. Fischer Verlag, 358 Seiten, Jena
- GLAVAC, A., KRAUSE, A. & WOLFF-STRAUB, R., 1970: Über die Verteilung der Hainsimse (*Luzula luzuloides*) im Stam-
mabflußbereich der Buche im Siebengebirge bei Bonn. *Schr.rhe für Vegetationskunde* H.5: 187-192, Bonn-Bad Go-
desberg.
- GLAVAC, V., GRILLENBERGER, C., HAKES, W., ZIEZOLD, H., 1992: On the nature of vegetation boundaries, undisturbed flood
plain forest communities as an example - a contribution to the conitnuum/discontinuum controversy. *Vegetatio* 101:
123-144.
- GORHAM, E., 1950: Variation in some chemical conditions along the border of a *Carex lasiocarpa* fen community. *Oikos* 2(2),
217-240.
- GORHAM, E., 1974: The relationship between standing crop in sedge meadows an summer temperature. *J. Ecol.* 62: 487-491.
- GÖRS, S., 1960: Das Pfrunger Ried. Die Pflanzengesellschaften eines oberschwäbischen Moorgebietes. *Veröff. Natursch.*
Landschaftspfl. Bad.-Württ. 27/28: 5-45, Ludwigsburg.
- GÖRS, S., 1963: Beiträge zur Kenntnis basiphiler Flachmoorgesellschaften (Tofieldietalia Prsg. ap. Oberd. 49) I: Das Davall-
seggenquellmoor (*Caricetum dav. W.Koch* 28). *Veröff. Landesst. Naturschutz u. Lschpfl. Bad.-Württ.* 31: 7-30.
- GÖRS, S., 1964: Beiträge zur Kenntnis basiphiler Flachmoorgesellschaften (Tofieldietalia Prsg. ap. Oberd. 49) II: Teil: Das
Mehlprimel-Kopfbinsmoor (*Primulo-Schoenetum*). *Veröff. Landesst. Naturschutz u. Lschpfl., Baden-Württ.* 32: 7-
42.
- GÖRS, S., 1975: Das Cladietum marisci ALL. 1922 in Süddeutschland. In: Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Süd-
deutschland. *Festschrift E. Oberdorfer*, 103-124, Karlsruhe.
- GÖTTLICH, K., 1960: Beiträge zur Entwicklungsgeschichte der Moore in Oberschwaben. Teil I. Moore im Bereich der Altmor-
äne und der Äußeren Jungmoräne. *Jh. Ver. vaterl. Naturk. Württ.* 115: 93-174, Stuttgart.
- GÖTTLICH, K., 1963: Die ökologisch-hydrologische Moormeßstelle im Pfrunger Ried. *Bay. Landw. Jb.*, 40 (2): 220-232,
München.
- GÖTTLICH, K. (HRSG.), 1990: Moor- und Torfkunde. 529 S., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GRABHERR, G., & MUCINA, L. (HRSG.), 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche waldfreie Vegetati-
on. 523 Seiten, Fischer Verlag, Jena.
- GRABHERR, G., KOCH, G., KIRCHMEIR, H. & REITER, K. 1995: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme - Vorstellung ei-
nes Forschungsvorhabens im Rahmen des österreichischen Beitrages zum MAB-Programm der UNESCO. *Zeitschrift*
für Ökologie und Naturschutz, 6/1995: 105-110, Stuttgart.
- GRAHAM, B.F.J. & BORMANN, F.H., 1966: Natural root grafts. *Bot. Rev.* 342: 255-292.
- GROOTJANS, A.P., 1985: Changes of groundwater regime in wet meadows. *Diss. Univ. Groningen*.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1962: Zur Moorgliederung und -ansprache. *Zeitschr. f. Kulturtechnik* 3, S.6-30.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1972: Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. I. Gewebereste krautiger Pflan-
zen und ihre Merkmale. *Telma* 2, Hannover.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1974: Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe II. Weitere Reste (Früchte und
Samen, Moose u. a.) und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. *Telma* 4 S.51-117, Hannover.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1985: Über einige torfbildende Pflanzengesellschaften der Vergangenheit in der Rhön und auf
dem Vogelsberg. *Tüxenia* (5) S.191-206, Göttingen.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1996: Ansprache und Klassifikation von Torfen und Mooren als Voraussetzung für Moorkartie-
rungen (vor allem aus bodenkundlicher Sicht). *Abh. Naturw. Ver. Bremen* 43/2, S. 213-237. Bremen.

- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 1998: Das Fünfblänkenmoor am Engenkopf, ein bemerkenswertes ombrosoligenes Moor in einem Karstgebiet des südlichen Allgäus. *Carolina* 56; 29-62.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., 2000: Bruchwaldtorfe und Bruchwälder - Zur Frage der Entstehung von Torfen mit Holzresten. Unveröff. Manuskript zur DGMT-Tagung 1998 im Erzgebirge (in Druck).
- GROSSE-BRAUCKMANN, G., [IN WILMANN, O. & TÜXEN, R.] 1979: Zur Deutung einiger Makrofossil-Vergesellschaftungen unter dem Gesichtspunkt der Torfbildung. In: Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Ber. Int. Ver. f. Veg.kde, S. 111-132. Cramer, Vaduz.
- GROSSER, K.H., 1965: Vegetationskomplexe und Komplexgesellschaften in Mooren und Sümpfen. Feddes Rep. Beih. 142: 208-216. Berlin.
- GRÜTTNER, A., 1990: Die Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe der Moore des westlichen Bodenseegebiets. *Dissertationes Botanicae* 157, 323 S. J. Cramer, Berlin.
- GÜNZL, H., 1989: Das Naturschutzgebiet Federsee. Führer Natur- u. Landsch.schutzgeb. Bad.-Württ. 7, Karlsruhe.
- HAARMANN, K. & PRETSCHER, P., 1993: Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland - Die Situation im Süden und Ausblick auf andere Landesteile. *Schr.r. Landschaftspflege Naturschutz* (39) 266 S., Bonn-Bad Godesberg.
- HABER, W., 1993: Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes. In: Buchwald, K., Engelhardt, W. Umweltschutz: Grundlagen und Praxis Bd.1. 98 S., Economica Verlag, Bonn.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P., 1988: Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 768 S., Ulmer, Stuttgart.
- HALLIK, R., 1975: Moortypen Nordeuropas, unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Schweden. *Abh. Verh. naturw. Ver. Hamburg* 18/19, S. 33-41, Hamburg.
- HANKE, U., 1999: Ergebnisse der Forstlichen Grundaufnahme im Bannwald "Großer Trauben". Ber. Freiburger Forstl. Forschung H. 11: 1-26, Freiburg.
- HÄRDTL, W., HEINKEN, T., PALLAS, J. & WEIß, W., [HRSG. H. DIERSCHKE] 1997: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. H 2: Quercio-Fagetea (H5) Teil 1: Quercion roboris. 51 S. Flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft, Göttingen.
- HARTMANN, F.-K. & JAHN, G., 1967: Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen. Fischer, 636 S. Stuttgart.
- HAVAS, P., 1961: Vegetation und Ökologie der ostfinnischen Hangmoore. *Ann. bot. soc. Vanamo* 31(2), 188 S.
- HEGI, G., [HRSG.], 1975: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd V/3. S. 1567-2254i. Parey, Berlin.
- HEGI, G. [HRSG.], 1980: Illustrierte Flora von Mitteleuropa Bd II/ 1. 439 S., Parey, Berlin.
- HEGI, G. [HRSG.], 1981: Illustrierte Flora von Mitteleuropa - Bd.I/2 Gymnospermae, Angiospermae: Monocotyledones, 1. Paul Parey 3. völlig neu bearb. Aufl. 269 S. Berlin, Hamburg.
- HEIKURAINEN, L., 1953: Die kiefernbewachsenen eutrophen Moore Nordfinlands. Eine Moortypenstudie aus dem Gebiet des Kivalo-Höhenzuges. *Ann. Bot. Soc. Vanamo*, 1-189, Helsinki.
- HEINKEN, T., 1995: Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. *Diss. Bot.* 239: 1-311.
- HERZOG, T., 1926: Geographie der Moose. 439 S., Fischer Verlag, Jena.
- HEß, H.E., LANDOLT, E. & HIRZEL, R., 1980a: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiet. Band 3: Plumbaginaceae bis Compositae. 876 S. Birkhäuser, Basel.
- HOBÖHM, C., 1994: Einige wissenschaftstheoretische Überlegungen zur Pflanzensoziologie. *Tuexenia* (14) 3-16, Göttingen.
- HÖFNER, I. & STEINER, G.M., 1987: Auswirkungen von Mahd und Grundwasserentnahme auf ein Kopfbinsenmoor. *Wiss. Beih. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg*, 25(P28): 75-91.
- HÖFNER, I., 1987: Vegetationsökologische Untersuchungen an einem Kalkflachmoor im Wiener Becken unter Berücksichtigung landschaftspflegerischer Maßnahmen. *Diss. Univ. Wien*.
- HOHENSTATTER, E., 1966: Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen eines Profils aus dem Eschenloher Moor, unter Einbeziehung der tierischen Fossilien. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* (39) S.57-61, München.
- HOHENSTATTER, E., 1973: Untersuchung einiger unbekannter Moore im bayerischen Alpenraum. *Jb. Ver. zum Schutz der Alpenpflanzen und -tiere* 38: 30-47, München.
- HOHENSTATTER, E., 1973a: Das Moor als Standort von *Pinus mugo arborea*. *AFZ* S.1123-1128.
- HOHENSTATTER, E., 1984: Geschichte und Stratigraphie des Murnauer Moores. *Jb. d. Ver. z. Sch. d. Bergw.* (49) S.163-191, München.

- HÖLTING, B., 1984: Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Enke 370 S., Stuttgart.
- HÖLZEL, N. in DIERSCHKE, H. [HRSG.], 1996: *Erico-Pinetea*. In: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Selbstverlag der Flor.-soz. AG, Heft 1, 49 S., Göttingen.
- HÖLZEL, N., 1996a: Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. ANL, Laufener Forschungsberichte 3: 192 S., Laufen.
- HÖLZER, A., 1977: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindensee-Moor bei Schonach (Mittlerer Schwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Dissertationes botanicae 36: 1-195, Vaduz.
- HÖLZER, A., 1982: Beziehungen zwischen chemischen Parametern des Moorwassers und Pflanzen in den Biberkessel-Mooren an der Hornisgrinde (Nordschwarzwald). Telma 12, 37-46, Hannover.
- HUECK, K., 1925: Vegetationsstudien auf Brandenburgischen Hochmooren. Beitr. z. Naturdenkmalpflege 10: 309-408, Berlin.
- HUECK, K., 1928: Die Vegetation und Oberflächengestaltung der Oberharzer Hochmoore. Beitr. z. Naturdenkmalpflege 14 S. 151-214.
- HULTÉN, E., 1950: Atlas över växternas utbredning i Norden - Fanerogamer och ormbunksväxter. 512 p., Generalstabens litografiska anstalts förlag, Stockholm.
- IVANOV, K.E., 1981: Water movement in mirelands. Academic Press, 276 p., London.
- JALAS, J. 1955: Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Flora Fauna Fenn. 72(1): 1-15.
- JALAS, J. & SUOMINEN, J. (EDS.), 1973: Atlas Florae Europaeae. Distribution of vascular plants in Europe. 2. Gymnospermae. 40 pp., Helsinki.
- JALAS, J., SUOMINEN, J. & LAMPINEN, R., 1998: Atlas Florae Europaeae - digital version. Finnish Museum of Natural History, Helsinki.
- JANIESCH, P., MELLIN, C. & MÜLLER, E., 1991: Die Stickstoff-Netto-Mineralisation in naturnahen und degenerierten Erlenbruchwäldern als Kenngröße zur Beurteilung des ökologischen Zustands. Verh. Ges. Ökol. 20(1), 353-359, Freising-Weihenstephan.
- JAX, K., 1994: Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? - Eine Einladung zur Diskussion. Z. Ökologie u. Naturschutz 3 (2), S. 107-112. Fischer, Jena.
- JEDICKE, E., 1998: Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Naturschutz u. Landschaftsplanung, 8-9, S. 229-236. Ulmer Verlag, Stuttgart
- JENSEN, U., 1961: Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. Nat.schtz u. Land.pflege in Niedersachsen, H.1, 85 S., Hannover.
- JENSEN, U., 1972: Das System der europäischen Oxyccocco-Sphagnetea, ein Diskussionsbeitrag. In Tüxen R. (ed.), Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Ber. Int. Symp. Rinteln 1970: 481-495, Den Haag.
- JENSEN, U., 1987: Die Moore des Hochharzes - Allgemeiner Teil. Naturschutz Landsch.pflege Niedersachsen, Heft 15: 1-93, Hannover.
- JENSEN, U., 1990: Die Moore des Hochharzes - Spezieller Teil. Naturschutz Landsch.pflege Niedersachsen. Heft 23: 1-116, Hannover.
- JERZ, H., 1993: Geologie von Bayern. Teil II: Das Eiszeitalter in Bayern - Erdgeschichte, Gesteine, Wasser, Boden. 243 S., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- JOOSTEN, H., 1993: Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. Telma 23: 95-116, Hannover.
- KAPFER, A., 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes - Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Dissertationes Botanicae 120: 1-144: Cramer; Berlin, Stuttgart.
- KÄSTNER, M. & FLÖßNER, W., 1933: Die Pflanzengesellschaften der erzgebirgischen Moore. II. Veröff. Landesverein Sächs. Heimatschutz 4: 1-206, Dresden.
- KAULE, G., 1972: Zum Vorkommen von *Carex chordorrhiza* Ehrh. in Bayern. Ber. d. Bay. Bot. Ges. 43: 77-83, München.
- KAULE, G., 1973a: Zur Verbreitung von *Carex chordorrhiza* Erh. in Bayern. Ber. Bay. Bot. Ges. (44) S.183-186, München.
- KAULE, G., 1973b: Die Vegetation der Moore im Hinteren Bayerischen Wald. Telma 3, Hannover.
- KAULE, G., 1973c: Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. Schr.r. Nat.sch. Landsch.pfl. (3) 72 S., München.

- KAULE, G., 1973e: Zum Vorkommen von *Sphagnum centrale* Jensen und *Sphagnum subnitens* Russ. et Warnst. in Südbayern. *Herzogia* Bd. 2: 423-435
- KAULE, G., 1974: Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. *Dissertationes Botanicae* 27: 1-345. Cramer, Lehre.
- KIELLAND-LUND, J., 1981: Die Waldgesellschaften SO-Norwegens. *Phytocoenologica* 9(1/2): 53-250.
- KINZEL, H., 1982: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. 534 S., Ulmer, Stuttgart.
- KLAPP, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. 384 S., Parey, Hamburg.
- KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden. 620 S., Parey, Hamburg.
- KLÖTZLI, F., 1969: Zur Ökologie schweizerischer Bruchwälder unter besonderer Berücksichtigung des Waldreservates Moos bei Birmesdorf und des Katzenses. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel*, 39: 56-123.
- KLÖTZLI, F., 1969a: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. *Beitr. Geobot. Landesaufnahme Schweiz* 52: 1-296, Verlag Hans Huber, Bern.
- KLÖTZLI, F., 1973: Waldfreie Naßstandorte der Schweiz. *Veröff. geobot. Inst., Stiftung Rübel* (51) S.15-39, ETH Zürich.
- KLÖTZLI, F., 1978: Zur Bewaldungsfähigkeit von Mooren der Schweiz. *Telma* (8) S. 183-192, Hannover.
- KNAPP, H. D. & JESCHKE, L., 1991: Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in der ostdeutschen Bundesländern. In: *Naturwaldreservate. Schr.r. f. Veg.kunde* 21: 21-54, Bonn-Bad Godesberg.
- KNAPP, R., 1967: Experimentelle Soziologie und gegenseitige Beeinflussung der Pflanzen. 266 S. Ulmer, Stuttgart.
- KOCH, W., 1925: Die Vegetation der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz. *Jb. St. Gall. Naturwiss. Ges.* (1925) 61 S.1-144, St. Gallen.
- KONNERT, M., LUDWIG, A. & VENDRAMIN, G., 1999: Über die "aufrechten Berg-Kiefern" im Wimbachgries - Nationalpark Berchtesgaden. *Jhrb. Ver. z. Schutz der Bergwelt*, 64. Jhrg., S. 119-128.
- KOPP, D., JÄGER, K.-D. & SUCCOW, M., 1982: Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung am Beispiel des Tieflandes der DDR. Akademie-Verlag, 339 S., Berlin.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H., 1988: Rote Liste der in der BRD ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *Schr.rhe f. Vegetationskunde* 19: 1-210, BFANL, Bonn-Bad Godesberg.
- KOTILAINEN, M. J., 1951: Über die Verbreitung der meso-eutrophen Moorpflanzen in Nordfinnland. *Wiss. Veröff. Finn. Moorkulturver.* 19: 1-162, Helsinki.
- KOTILAINEN, M. J., 1958: Ein Beitrag zur Erklärung der Vermischung des arktalpinen Florenelementes im Quartär. In: *Festschrift Werner Lüdi. Veröff. Geobot. Inst. Rübel* 33: 145-153, Zürich.
- KOWARIK, I., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation. *Tuexenia* 7: 13-52, Göttingen.
- KOWARIK, I., 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. - Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). *Landschaftsentwicklg und Umweltforschung* (56), 280 S., TU Berlin.
- KRISAI, R., 1972: Zur Gliederung des Schlammschilfmoores (*Caricetum limosae* s. l.) in Mitteleuropa. *Verh. zool.-bot. Ges.* 110 (11): 99-110, Wien.
- KRISAI, R., 1973: Seit wann wächst die Bergkiefer (*Pinus mugo*) auf den Hochmooren im Alpenraum? *Veröff. Geobot. Institut ETH* (51) S.154-157, Zürich.
- KRISAI, R., 1975: Die Ufervegetation der Trumer Seen (Salzburg). *Dissertationes Botanicae* 29:197 S. Vaduz.
- KRISAI, R., BURGSTALLER, B., EHMER-KÜNKELE, SCHIEFER, R. & WURM, E., 1991: Die Moore des Ost-Lungau. *Heutige Vegetation, Entstehung, Waldgeschichte und Umgebung. Sauteria* 5: 1-240. Salzburg.
- KRÜSSMANN, G., 1981: Die Baumschule. 656 S. Parey, Berlin.
- KUHN, L., 1961: Die Verlandungsgesellschaften des Federseerieds. In: *Der Federsee. - Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 2: 1-69; Schwäb. Albverein, Stuttgart.
- KUHN, U., OBERHOLZER-TSCHÜTSCHER, B. & TSCHÜTSCHER, H., 1982: Rückzug von Nährstoffen bei *Molinia coerulea* im Herbst. *Ber. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübel* 49: 146-153, Zürich
- KULCZYNSKI, S., 1949: Peat bogs of Polesie. *Mém. Acad. Sci. Cracovie. Ser. B.* 356 S.
- KÜNKELE, S., 1978: Zum Stand der Orchideenkartierung und ihrer Auswertung. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 11: 55-98, Karlsruhe.

- LANDWEHR, I., 1984: Nieuwe Atlas Nederlandse bladmossen. 569 S. Thieme & Cie, Zutphen.
- LANG, G., 1990: Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. 462 S. Gustav Fischer, Stuttgart, New York.
- LANG, G., 1994: Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. G. Fischer Verlag 462 S., Jena, Stuttgart, New York.
- LARCHER, W., 1984: Ökologie der Pflanzen. 403 S. Ulmer UTB, Stuttgart.
- LEININGEN, W., GRAF ZU, 1906: Beschreibung von Mooren in der Umgegend von Schongau mit besonderer Berücksichtigung ihrer Waldvegetation. Nat.wiss. Z. Land- u. Forstwirtschaft (4,6) 233-265, München.
- LESER, H., 1991: Landschaftsökologie. 3. völlig neu bearb. Auflage, 647 S. Ulmer, Stuttgart.
- LIBBERT, W., 1933: Die Vegetationseinheiten der neumärkischen Staubeckenlandschaft unter Berücksichtigung der angrenzenden Landschaften. 2. Teil - Ver. Bot. Ver. Brandenburg 74(3): 229-348. Berlin.
- LINDHOLM, T. & VASANDER, H., 1990: Production of eight species of Sphagnum at Suurisuo mire, southern Finland. Ann. Bot. Fenn. 27: 145-157.
- LORENZ, W., 1993: Vegetationskundliche Untersuchungen der Schneeheide-Kiefernwälder im Landkreis Garmisch-Partenkirchen. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 54: 301-349.
- LÖTSCHERT, W., 1963: Mikrotopographische pH-Messungen in Hoch- und Flachmooren. Zeitschrift für Botanik 51: 452-467.
- LÖTSCHERT, W. & GIES, TH., 1973: Untersuchungen über den Kationengehalt im Hochmoor. Flora 162, S. 215-268.
- LUDESCHER, F.B., 1991: 11 jährige Bestandsaufnahmen im Pfrunger Ried - ein Kurzbericht. Unveröff. Mskr. 25.S. Essen.
- LÜDI, W., 1930: Die Methoden der Sukzessionsforschung in der Pflanzensoziologie. Ber. Schweizer Bot. Ges. 46: 632-681, Bern.
- LÜDI, W., 1953: Die Pflanzenwelt des Eiszeitalters im nördlichen Vorland der Schweizer Alpen. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 27: 1-201, Zürich.
- LÜDI, W., 1962: Beitrag zur Waldgeschichte der südlichen Entlebucheralpen. In: Festschrift Franz Firbas. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 37: 169-182, Zürich.
- LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. [IN BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, HRSG.], 1996: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands: Einführung. S. 7-19. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- LUDWIG, G., DÜLL, R., PHILIPPI, G., AHRENS, M. ET AL., 1996: Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) Deutschlands. Schr. f. Vegetationskunde 28: 189-306, BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- LÜTKE TWENHÖVEN, F., 1992: Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. Diss. C.-A.-Universität Kiel, 110 S.
- LÜTT, S., 1992: Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. Mitt. Arb.gem. Geobot. Schlesw.-Holst. 43: 1-250, Kiel.
- LUTZ, J.L., 1938: Geobotanische Beobachtungen an Cladium mariscus R. Br. in Süddeutschland. Ber. Bay. Bot. Ges. 23: 135-143, München.
- LUTZ, J.L., 1956: Spirkenmoore in Bayern. Ber. Bayer. Bot. Ges. 31: 58-69, München.
- LUTZ, J.L., 1990: Eignung verschiedener Nutzierrassen zur Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten. Ergänzungsstudium ökolog. Umweltsicherung. Gesamthochschule Kassel, H. 16, 143 S., Kassel.
- LUTZ, J. L., POSCHENRIEDER, H., et al., 1957: Zur Charakterisierung von Biozönose und Biotop des Übergangs-Moorwaldes. Forstwiss. Centralblatt 76 (9/10): 257-275. Hamburg, Berlin.
- MAAREL, E. VAN DER, 1988: Vegetation dynamics: patterns in time and space. Vegetatio 77: 7-19.
- MAI, D.H., 1995: Tertiäre Vegetationsgeschichte Europas. 691 S. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- MALMER, N., 1968: Über die Gliederung der Oxyccocco-Sphagnetes und der Scheuchzeria-Caricetes fuscae in Südschweden. In: Pflanzensoziologische Systematik. Int. Ver. f. Veg.kunde, 293-305, Den Haag.
- MAST, R., 1999: Vegetationsökologische Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. Mit einem Beitrag zur Gliederung der Au-, Bruch- und Moorwälder in Mitteleuropa. Archiv nat.wiss. Dissertationen. Bd 8, 283 S. Martina Galunder-Verlag, Wiehl.
- MATUSZKIEWICZ, W., 1963: Zur systematischen Auffassung der oligotrophen Bruchwaldgesellschaften im Osten der Pommerschen Seenplatte. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft N.F. 10: 149-155, Stolzenau.
- MATUSZKIEWICZ, W. & TRACZYK, K., 1958: Zur Systematik der Bruchwaldgesellschaften (Alnetes glutinosae) in Polen. Acta Soc. Bot. Poloniae 27(1), 21-24. Warszawa.
- MAYER, H., 1984: Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 514 S. Fischer, Stuttgart, New York.

- MAYER, J., 1993: Zapfenuntersuchungen bei *Pinus mugo* Turra. Mitt. Dtsch. Dendrolog. Ges. 81: 5-12, Bonn-Popelsdorf.
- MAYERL, D., 1990: Die Landschaftspflege im Spannungsfeld zwischen gezieltem Eingreifen und natürlicher Entwicklung - Standort und Zielsetzung, Planung und Umsetzung in Bayern. Natur & Landschaft 65 (4): 167-175, Bonn.
- MEUSEL, H., JÄGER, E., WEINERT, E., 1965: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Band I. Fischer, Jena.
- MEUSEL, H., JÄGER, E., WEINERT, E., 1978: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Band II. Fischer, Jena.
- MEUSEL, H., JÄGER, E., WEINERT, E., 1992: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Band III. Fischer, Jena.
- MEVIUS, W., 1921: Beiträge zur Physiologie "kalkfeindlicher" Gewächse. Jahrb. wiss. Bot. 60, 148-183.
- MIGULA, W., 1904: Kryptogamen-Flora von Deutschland, Deutsch-Österreich und der Schweiz. Bd.I: Moose. 512 S., Zeitschweitz-Verlag, Gera.
- MOEN, A., [ED. GRÜNING, A.] 1994: Rich fen in Norway: a focus on hay fens. In: Mires and Man, 341-349, Birmensdorf, Schweiz.
- MÖLLER, H., 1992: Ureaseaktivität sowie aktuelles N- und P-Angebot des oberflächennahen Torfs in an *Erica tetralix* und in an *Molinia caerulea* reichen Folgestadium des *Erico-Sphagnetum magellanicum*. Telma (22) S.199-215, Hannover
- MÖNKEMEYER, W. IN RABENHORST, L. (HRSG.), 1927: Die Laubmoose Deutschlands. 960 S. Akademische Verlagsgesellschaft Leipzig. Reprint 1991 by Koeltz, Illinois, USA.
- MOORE, J.J., 1968: A classification of the bogs and wet heaths of Northern Europe. In: Pflanzensoziologische Systematik. Int. Ver. f. Veg.kunde, 306-320, Den Haag.
- MORTON, A.J., 1977: Mineral nutrient pathways in a Molinietum in autumn and winter. Journal of Ecology 65: 993-999.
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. [HRSG.], 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. 578 Seiten. Fischer Verlag, Jena.
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & WALLNÖFER, S. (HRSG.), 1993a: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche. 353 Seiten. Fischer Verlag, Jena.
- MÜLLER, K., 1965: Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 36, S. 30-77, Kiel.
- MÜLLER-STOLL, W.R., SCHARF, P. & FISCHER, W., 1987: Die Erlen- und Birken-Brüche in Nordwest-Brandenburg und ihre Bodenverhältnisse. Gleditschia 15(2): 265-286, Berlin.
- NEUHÄUSL, R., 1969: Systematisch-Soziologische Stellung der baumreichen Hochmoorgesellschaften Europas. Vegetatio 18: 104-121.
- NEUHÄUSL, R., 1970: Wertung der strukturellen Merkmale der Waldhochmoorvegetation. in Tüxen, R., (ed.), Gesellschaftsmorphologie, Ber. Int. Symp. Rinteln 1966: 240-249, Den Haag.
- NEUHÄUSL, R., 1972: Subkontinentale Hochmoore und ihre Vegetation. Stud. Cs. Akad. Ved 13: 1-121, Praha.
- NEUHÄUSL, R. & NEUHÄUSLOVA-NOVOTNA, Z., 1972: Eine einfache Orientierungsmethode zur Beurteilung des Assoziationsranges. Ber. int. Symp. Rinteln S.211-223.
- NEUSTADT, M.I., 1977: The world largest peat basin, its commercial potentials and protection. Int. Peat Soc. Bull. 8: 37-43, Helsinki.
- NEUWEILER, E., 1905: Die prähistorischen Pflanzenreste Mitteleuropas mit besonderer Berücksichtigung der schweizerischen Funde. Vierteljahresschr. Naturf. Ges. Zürich 50, 20-134.
- NYHOLM, E., 1986: Illustrated Flora of Nordic Mosses. Fasc.1. Fissidentaceae - Seligeriaceae. Nordic Bryological Society, 1-72, Lund.
- NYHOLM, E., 1989: Illustrated Flora of Nordic Mosses. Fasc.2. Pottiaceae - Schistostegaceae. Nordic Bryological Society, 75-141. Lund.
- NYHOLM, E., 1993: Illustrated Flora of Nordic Mosses. Fasc.3. Bryaceae - Rhodobryaceae - Mniaceae - Cinclidiaceae - Plagiomniaceae. Nordic Bryological Society, 145-244, Lund.
- NYHOLM, E., 1998: Illustrated Flora of Nordic Mosses. Fasc.4. Aulacomniaceae - Orthotricaceae. Nordic Bryological Society, 249-405. Lund.
- OBERDORFER, E., 1964: Das Strauchbirkenmoor (*Betulo-Salicetum repentis*) in Osteuropa und im Alpenvorland - Zur Soziologie der *Betula humilis*. Beitr. z. Phytologie, S. 190-210, Arb. Landwirtsch. Hochschule Hohenheim, Stuttgart.
- OBERDORFER, E., 1968: Assoziation, Gebietsassoziation, geographische Rasse. In: Pflanzensoziologische Systematik. Int. Ver. f. Veg.kunde, 124-141, Den Haag.

- OBERDORFER, E. (HRSG.), 1977: Süddeutsche Pflanzengesellschaften I. 311 S. Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (HRSG.), 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften II. 355 S. Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (HRSG.), 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften III. 455 S. Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E., 1987: Süddeutsche Wald- und Gebüschgesellschaften im europäischen Rahmen. *Tüxenia* (7) S.459-468, Göttingen.
- OBERDORFER, E., 1988: Gedanken zur Umgrenzung der Klasse Querc-Fagetea und zur Verknüpfung der Pflanzensoziologie mit der Formationskunde. In: Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, *Tüxenia* 8: 375-380, Göttingen.
- OBERDORFER, E. (HRSG.), 1992: Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil IV Wälder und Gebüsche. 282 S., Fischer, Jena, Stuttgart, New York.
- OBERDORFER, E. (HRSG.), 1992a: Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil IV B. Tabellenband. 580 S. Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E., 1994: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7., überarb. und erg. Auflage, 1050 S., Ulmer, Stuttgart.
- OUBORG, N.J., 1993: Isolation, population size and extinction - the classical and metapopulation approach applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos* 66: 298-308.
- OVERBECK, F. & HAPPACH, H., 1957: Über das Wachstum und den Wasserhaushalt einiger Hochmoorsphagnen. *Flora* 144, S. 335-402.
- OVERBECK, F., 1975: Botanisch-geologische Moorkunde. 719 S., Wachholtz, Neumünster.
- PALMER, M.W., 1988: Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. *Vegetatio* 75: 91-102.
- PASSARGE, H., 1965: Zur Frage der Probeflächenwahl bei Gesellschaftskomplexen im Bereich der Wasser- und Verlandungsvegetation. *Feddes Repert. Beih.* 142: 203-208. Berlin.
- PASSARGE, H., 1968: Neue Vorschläge zur Systematik nordmitteleuropäischer Waldgesellschaften. *Feddes Repert.* 77: 75-103.
- PAUL, H., 1908: Die Kalkempfindlichkeit der Sphagna und ihre Ursache nebst einem Anhang über die Aufnahmefähigkeit der Torfmoose für Wasser. *Mitt. d. K. Bayr. Moorkulturanstalt*, H.2, 64-117.
- PAUL, H., 1910: Ergebnisse der pflanzengeographischen Durchforschung von Bayern. - Die Moorpflanzen Bayerns. *Ber. Bay. Bot. Ges.* 12, München.
- PAUL, H. & LUTZ, J.L., 1941: Zur soziologisch-ökologischen Charakterisierung von Zwischenmooren. *Ber. Bay. Bot. Ges.* 25: 1-28, München.
- PAUL, H., MÖNKEMEYER, W. & SCHIFFNER, V., 1914: Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz - Heft 14: Bryophyta. 222 S., Verlag Gustav Fischer, Jena.
- PAUL, H. & RUOFF, S., 1927: Pollenstatistische und stratigraphische Mooruntersuchungen im südlichen Bayern. Teil 1. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 14: 1-84, München.
- PAUL, H. & RUOFF, S., 1932: Pollenstatistische und stratigraphische Mooruntersuchungen im südlichen Bayern. Teil 2. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 20: 1-264, München.
- PETERMANN, R. & SEIBERT, P., 1979: Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayerischer Wald. Heft 4, 142 S., Bay. St.min. f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- PFADENHAUER, J., 1969: Edellaubholzreiche Wälder im Jungmoränengebiet des bayerischen Alpenvorlandes und in den bayerischen Alpen. *Dissertationes Botanicae* 3. 1-212, Cramer-Verlag, Lehre.
- PFADENHAUER, J., 1994a: Renaturierung von Niedermooren - Ziele, Probleme, Lösungsansätze. In: Feuchtgebiete - Gefährdung, Schutz, Renaturierung. *Hohenheimer Umwelttagung* 26: 57-73, Ostfildern.
- PFADENHAUER, J., 1997: Vegetationsökologie - ein Skriptum. IHW-Verlag, 2., verb. Auflage, 448 S., Eching.
- PFADENHAUER, J., 1998: Grundsätze und Modelle der Moorrenaturierung in Süddeutschland. *Telma* 28: 251-272, Hannover.
- PFADENHAUER, J. & ESKA, U., 1986: Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt eines Schneidried-Bestandes (*Cladietum marisci*). *Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel* 87: 309-327, Zürich.
- PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.M. & MUHR, E., 1990: Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried. 304 S., Unveröff. Gutachten, Umweltministerium Bad.-Württ.
- PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.M. & MUHR, E., 1991: Ökologisches Gutachten Donaumoos - Konzept zur zukünftigen Landschaftsentwicklung - (Kurzfassung). *Schr.r. BayLfU* 109: 83 S., München.

- PFADENHAUER, J. & LÜTKE TWENHÖVEN, F., 1986: Nährstoffökologie von *Molinia caerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermooren des Alpenvorlandes. *Flora* 178. S.157-166.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R., 1986: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. *Ber. ANL* (10) S.41-60, Laufen.
- PFEIFFER, H., 1951: Vergleichend-ökologische und soziologische Beobachtungen am montanen Birkenbruch des Chiemgaus. *Phyton* 3: 242-251.
- PHILIPPI, G., 1991: Veränderungen der Kraut- und Moosschicht in Wäldern als Folge von Immissionen. *Beih. z. d. Veröff. f. Nat.schtz u. Land.pflege* 64, 198-202.
- PLACHTER, H., 1996: Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. *Verhdlgen der GfÖ*, Bd 26: 287-303.
- POELT, J., 1954: Moosgesellschaften im Alpenvorland I, II. *Sitz.ber. Österr. Ak. Wiss. Math.-nat* 163, Wien.
- POLATSCHKE, A., 1997: Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg. Band I. *Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum*. 1024 S. Innsbruck.
- POLATSCHKE, A., 1999: Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg. Band II. *Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum*. 1077 S. Innsbruck.
- POSCHLOD, P., 1988: Vegetationsentwicklung ehemaliger Torfabbauggebiete in Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes. *Tüxenia* 8 S.31-54, Göttingen
- POSCHLOD, P., 1990: Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. *Dissertationes Botanicae* 152: 1-331. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- POSCHOLD, P. & PFADENHAUER, J., 1989: Regeneration vegetativer Sproßteilchen von Torfmoosen - Eine vergleichende Studie an neun *Sphagnum*-Arten. *Telma* 19, 77-88, Hannover.
- POTONIE, H., 1908: Die rezenten Kaustobiolithe und ihre Lagerstätten. I: Die Sapropelite. *Abh. d. Kgl. Preuß. Geol. Landesanst. N.F.* 55, XV, 251 S., Berlin.
- POTT, R., 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. *UTB f. Wissenschaft*, 2. Auflage, 622 Seiten, Ulmer, Stuttgart.
- PRETZEL, D. & REIF, A., 1999: Erlenbruchwälder im Oberrheingraben und ihre Degradationsstadien. *Tuexenia* 19: 179-191, Göttingen.
- PRIEDITIS, N., 1997: *Alnus glutinosa* - dominated wetland forests of the Baltic Region: community, structure, syntaxonomy and conservation. *Pl. Ecol.* 129: 49-94.
- QUADE, J. (HRSG: HYDRO AGRI DÜLMEN GMBH), 1993: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. *Landwirtschaftsverlag*, Münster-Hiltrup.
- QUINGER, B., 1983: Die Vegetation der Bruch- und Moorwälder des zentralen Murnauer Moores. Unveröff. Diplomarbeit, 1-103, Veitshöchheim.
- QUINGER, B., SCHWAB, U., RINGLER, U., BRÄU, A., STROHWASSER, R., 1995: Landschaftspflegekonzept Bayern - Lebensraumtyp Streuwiesen. *Bay. Staatsminist. f. Landesentw. u. Umweltfragen II.9*: 1-403, München.
- RABOTNOV, T. A., 1992: *Phytozönologie: Struktur und Dynamik natürlicher Ökosysteme*. 243 S., Ulmer, Stuttgart.
- REIMERS, H. U. HUECK, K., 1929: Vegetationsstudien auf lithauischen und ostpreussischen Hochmooren. *Beiträge zur Natur- und Kulturgeschichte Lithauens und angrenzender Gebiete*. Verlag d. Bayerischen Akademie der Wissenschaften. 10. Abhdlg S. 409-494. München.
- REMMERT, H., 1991: The mosaik-cycle concept of ecosystems. *Ecol. Studies* 85, 168 S., Springer, Berlin.
- REMMERT, H., 1992: Urwald und Weideland im Lichte der Mosaik-Zyklus-Theorie. In: *Wald oder Weideland - Zur Naturgeschichte Mitteleuropas*. *Laufener Seminarbeiträge* 2/92: 45-57, Laufen.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A., 1994: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.r. Landsch.pflege Nat.schutz* (41) 184 S., Bonn-Bad Godesberg.
- RINGLER, A., 1977: Zur Erfassung der landschaftsökologischen Funktion der Moore. *Schr.r. Nat.sch. Landschaftspfl.* 8: 57-70, München.
- RINGLER, A., 1980: Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. *Bericht ANL* 4: 24-59, Laufen.
- RINGLER, A., 1989: Zur Naturschutzbedeutung aufgelassener Torfabbaufächen im Alpenvorland: Beobachtungen zur Flächenrelevanz, Vegetationsentwicklung und floristischen Bedeutung. *Telma Beiheft* 2: 331-363, Hannover.
- ROCHFORD, L., VITT, D.H. & BAYELY, S.E., 1990: Growth, production and decomposition dynamics of *Sphagnum* under natural and experimentally acidified conditions. *Ecology* 71: 1986-2000.

- RODE, M. W., 1998: Sukzessionen in Heidegebieten. Grenzen und Definition eines prozeßorientierten Naturschutzes in einer Kulturlandschaft. Naturschutz u. Landschaftsplanung, 8-9, S. 285-290. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ROTHMALER, W. [HRSG. SCHUBERT, R. & VENT, W.] 1982: Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Band 4. Kritischer Band. 5. Auflage. Volk und Wissen, Berlin.
- ROTHMALER, W., 1992: Allgemeine Taxonomie und Chorologie der Pflanzen. Grundzüge der speziellen Botanik. Libri Botanici 3: 1-215. IHW-Verlag, Eching b. München.
- ROUTLEY, D.G., 1972: Nitrate reductase in leaves of Ericaceae. Hort. Sci. 7, 85-87.
- RUBNER, K., 1954: Die Roterlengesellschaften der oberbayerischen Grundmoräne. Forstarchiv 25, S. 137-142.
- RUBNER, K., 1955: Die Fohre der Bayerischen Alpen und ihres Vorlandes. Allgemeine Forstzeitschrift, 10. Jahrgang, H.47, München.
- RUUHJÄRVI, R., 1960: Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. Annales Bot. Soc. Zool. Bor Fenn. 'Vanamo' Tom. 31 N:o 1., 360 S., Helsinki.
- RUUHJÄRVI, R., 1963: Zur Entwicklungsgeschichte der nordfinnischen Moore. Ann. bot. soc. Van. 34(2), 40 S.
- RYDIN, H. & McDONALD, A.J.S., 1985: Tolerance of Sphagnum to water level. J. Bryol. 13, 571-578.
- SARVAS, R., 1950: Effect of light on the germination of forest tree seeds. Oikos 2(1)a, 109-119.
- SCAMONI, A., 1960: Waldgesellschaften und Waldstandorte. 326 S., Akademie-Verlag, Berlin.
- SCHAUER, T., 1985: Zur Vegetation einiger Hoch- und Übergangsmoore im bayerischen Alpenvorland. Teil I: Moore im nördlichen Pfaffenwinkel. Jb. Ver. z. Schutz d. Bergwelt 50: 209-254, München.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P., 1984: Lehrbuch der Bodenkunde. 442 S., Enke, Stuttgart.
- SCHERFOSE, V., FORST, R., GREGOR, TH., HAGIUS, A. et al., 1998: Naturschutzgroßprojekte des Bundes. Natur u. Landschaft, 73. Jhg, H. 7/8: 295-301, Kohlhammer, Stuttgart.
- SCHERZINGER, W., 1990: Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. Natur und Landschaft 65 (6): 292-298, Bonn.
- SCHERZINGER, W., 1997: Tun oder Lassen? Aspekte des Prozeßschutzes und Bedeutung des "Nichts-Tuns" im Naturschutz. Laufener Seminarbeiträge 1/97 (ANL), S. 31-44, Laufen.
- SCHMID, J. & BOGENRIEDER, A., 1998: Spirken-Moorwälder im Schwarzwald. Das Steerenmoos bei Faulenfürst (Gemeinde Schluchsee). Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz 17: 29-59. Freiburg i. B.
- SCHMIDT, R., 1981: Grundzüge der spät- und postglazialen Vegetations- und Klimageschichte des Salzkammerguts (Österreich) aufgrund palynologischer Untersuchungen von See- und Moorprofilen. Mitt. Komm. Quartärforsch. Österr. Akad. Wiss. 3: 1-96. Wien.
- SCHMIDT, W., 1998: Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder. Kritische Anmerkungen zum Mosaik-Zyklus-Konzept. Naturschutz u. Landschaftsplanung, H. 8-9, S. 242-249. Ulmer.
- SCHMITZ, H., 1952: Moortypen in Schleswig-Holstein und ihre Verbreitung. Schr. Naturw. Ver. f. Schlesw.-Holst. 26: 64-68.
- SCHMITZ, H., 1962: Zur Geschichte der Waldhochmoore Südost-Holsteins. In: Festschrift Franz Firbas. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 37: 207-222, Zürich.
- SCHOPP-GUTH, A. [HRSG. BFN], 1999: Renaturierung von Moorlandschaften. Schr.rhe. f. Landsch.pfl. u. Natursch. (57) 1-219. Landwirtschaftsverlag, Münster
- SCHREIBER, K.F. & SCHIEFER, J., 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. Münstersche Geogr. Arbeiten 20, 111-153.
- SCHROEDER, F.-G., 1969: Zur Klassifizierung der Anthropochoren. Vegetatio 16, 225-238.
- SCHUBERT, R., 1985: Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. 327 S. Fischer, Stuttgart.
- SCHUBERT, R., 1995: Zur Gliederung von Pflanzengesellschaften. Ein Diskussionsbeitrag. Tüxenia 15: 3-9, Göttingen.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & KOLTZ, S., 1995: Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. 403 S., Fischer Verlag, Jena.
- SCHUHWERK, F., 1986: Kryptogamengesellschaften in Waldassoziationen. Phytocoenologia 14(1): 79-108.
- SCHWAAR, J., 1975: Torfbildende Pflanzengesellschaften in westhessischen Mooren. Moor und Torf in Wissensch. u. Wirtschaft. S.53-60, Bad Zwischenahn.
- SCHWAAR, J., 1986: Subfossile Kleinseggenriede im Geeste-Mündungstrichter bei Laben/Krs. Cuxhaven. Tüxenia 6, S. 205-218, Göttingen.

- SCHWAAR, J., 1989: Syndynamik von Schilfröhrichten, Großseggensümpfen, Erlenbruchwäldern und anderen Feuchtgesellschaften. *Phytocoenologia* 17: 507-568.
- SCHWAAR, J., 1996: Waldfreie Areale vor der neolithischen Landnahme. In: Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? *Natur- und Kulturlandschaft* 1: 21-24, Lengefeld.
- SCHWOERBEL, J., 1987: Einführung in die Limnologie. 269 S. Fischer, Stuttgart.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (HRSG.), 1990: Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs Bd. 2: Spermatophyta. 442 S., Ulmer, Stuttgart.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A., 1996: Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 5: Buddlejaceae bis Caprifoliaceae. 539 S. Ulmer, Stuttgart.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A., 1998a: Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 8: Juncaceae bis Orchidaceae. 540 S. Ulmer, Stuttgart.
- SEIBERT, P., 1958: Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet "Pupplinger Au" - Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchungen als Grundlage für Maßnahmen von Wasser- und Forstwirtschaft. *Schr.r. Bayer. Landesst. Gewässerkunde H.1*: 1-123. München.
- SEIBERT, P., [TÜXEN, R., HRSG.] 1968a: Gesellschaftsring und Gesellschaftskomplex in der Landschaftsgliederung. *Ber. Int. Symp. IVV*, S. 48-59. Junk, Den Haag.
- SEILER, J.R., 1985: Morphological and physiological changes in black alder induced by water stress. *Plant, Cell and Environment* 8, 219-222.
- SENDTNER, O., 1854: Die Vegetationsverhältnisse Südbayerns. 908 S., Literarisch-artistische Anstalt, München.
- SJÖRS, H., 1950: Regional studies in North Swedish mire vegetation. *Bot.Not.* 2: 173-222, Lund.
- SJÖRS, H., 1950a: The relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. *Oikos* 2: 241-258.
- SMITH, A.J.E., 1978: The moss flora of Britain and Ireland. 706 p. Cambridge University Press.
- SMITH, A.J.E., 1990: The liverworts of Britain and Ireland. 362 p. Cambridge University Press.
- SOERENSEN, T.A., 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology basen on similarity of species content. *Biol. Skr. Dansk. Vidensk. Selsk.* 5 (4): 1-34. Copenhagen.
- SOLINSKA-GÓRNICKA, B., 1987: Adler (*Alnus glutinosa*) carr in Polen. In: Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. *Tuexenia* 7: 329-346, Göttingen.
- SPATZ, G., 1970: Pflanzengesellschaften, Leistungen und Leistungspotential von Allgäuer Alpweiden in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung. Diss. TH München, 155 S. Freising-Weihenstephan.
- SPERBER, H.H. & VAN ACKEN, D., 1993: Pflegenotstand im Naturschutz - Ein Diskussionsbeitrag: Pflegen oder Selbstbestimmung der Natur? *Naturschutz und Landschaftsplanung* (25/3) S.93-99, Stuttgart.
- SRU (RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN), 1987: Umweltgutachten 1987. Kohlhammer, Stuttgart.
- SSYMANK, A & HAUKE, U., 1998: Landscape ecology of calcareous fens (*Caricion davallianae*) and the *Cladietum marisci* in the lowlands of NE-Germany and their relevance for nature conservation in the European Union Habitats Directive. *Phytocoenologia* 28: 105-142, Berlin-Stuttgart.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. [HRSG. BFN], 1998: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. *Schr.rhe f. Landsch.pflege u. Nat.schtz* 53: 1-560. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- STEINER, G.B., 1992: Österreichischer Moorschutzkatalog. Grüne Reihe Bundesmin. Umwelt, Familie, Jugend 1: 1-509, Wien.
- STEUBING, L. & K. BUCHWALD, 1989: Analyse der Artenverschiebung in der Sand-Ginsterheide des NSG's Lüneburger Heide. *Natur und Landschaft* 64 (3), S. 100-105. Kohlhammer, Stuttgart.
- STEWART, G.R., LEE, J.A., OREBAMJO, T.O. & HAVILL, D.C., 1974: Ecological aspects of nitrogen metabolism. In: Mechanisms of regulation of plant growth [eds: BIELISKI, R.L., FERGUSON, A.R., CRESSWELL, M.M.]. *Bulletin* 12, 41-47. The Royal Society of New Zealand, Wellington.
- STURM, K., 1993: Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Z. Ökologie u. Naturschutz* Bd 2, H. 3: 181-192. Fischer, Stuttgart.
- SUCCOW, M., 1988: Landschaftsökologische Moorkunde. 340 S. Borntraeger, Berlin.
- SUKOPP, H., 1969: Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio* 17: 360-371.
- THOR, G., 1988: The genus *Utricularia* in the Nordic countries, with special emphasis on *U. stygia* and *U. ochroleuca*. *Nord. J. Bot.* 8: 213-225, Kopenhagen.

- THORN, M., 2000: Auswirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf die Vegetation von Streuwiesen. Natur und Landschaft, 75. Jhrg., H.2, S. 64-73. Kohlhammer, Stuttgart.
- TOLONEN, K., 1967: Über die Entwicklung der Moore im finnischen Nordkarelien. Soc. Zoolog. Bot. Fenn. 'Vanamo', 1-416, Helsinki.
- TRACZYK, T., 1967: Studies on herb layer production estimate and size of plant fall. Ekol. Pol. (Warszawa), Ser. A. 15: 838-867.
- TROLL, W., 1926: Die natürlichen Wälder im Gebiete des Isarvorlandgletschers. Geogr. Ges. 27: 1-129, München.
- TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGESS, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H. et al., 1980: Flora Europaea. Vol. 5. Alismataceae to Orchidaceae. 452 p. Cambridge University Press.
- TUTIN, T. G., BURGESS, N.A., CHATER, A.O. et al., 1993: Flora Europaea Vol. 1: Psilotaceae to Platanaceae. 2nd Edition, 581p. Cambridge University Press.
- TÜXEN, J., 1973: Über die Systematik der Hochmoor-Bultvegetation (Oxycocco-Sphagnetum Br.-Bl. et R. Tx. 1943). Telma 3: 101-118, Hannover.
- TÜXEN, J., STAMER, R. & ONKEN-GRÜß, A., 1977: Beobachtungen über den Wasserhaushalt von Kleinstmooren. Mitt. flor.-soz. Arb.gem. N.F.19/20: 283-296, Todenmann-Göttingen.
- TÜXEN, R., 1955: Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 5: 155-176, Stolzenau/Weser.
- TÜXEN, R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Ang. Pflanzensoz. 13: 5-42. Stolzenau/Weser.
- TÜXEN, R., MIYAWAKI, A. & FUJIWARA, K., 1972: Eine erweiterte Gliederung der Oxycocco-Sphagnetum. Ber. int. Symp. Rinteln 1970: 500-509.
- TYLER, C., 1979: Classification of Schoenus communities in south and southeast Sweden. Vegetatio 41(2), 69-84.
- TYLER, C., 1979a: Schoenus vegetation and environmental conditions in south and southeast Sweden. Ibid. 41(3), 155-170.
- TYLER, G., GULLSTRAND, CH., HOLMQUIST, K. & KJELLSTRAND, A.-M., 1973: Primary production and distribution of organic matter and metal elements in two heath ecosystems. J. Ecol. 61: 251-268.
- ULRICH, B., 1981: Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144: 647-659.
- USHER, M.B., ERZ, W., 1994: Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. 340 S. UTB für Wissenschaft Große Reihe, Heidelberg.
- VERHOEVEN, J.T.A., MALTBY, E. & SCHMITZ, M.B., 1990: Nitrogen and Phosphorus mineralization in fens and bogs. J. Ecol. 78: 713-726.
- VERWIJST, T., 1988: Environmental correlates of multiple-stem formation in *Betula pubescens* ssp. *tortuosa*. Vegetatio 76, 29-36.
- VOLLMANN, F., 1914: Flora von Bayern. Ulmer, 840 S., Stuttgart.
- VOLLMAR, F., 1947: Die Pflanzengesellschaften des Murnauer Moores, Teil I. Ber. Bayer. Bot. Ges. 27: 13-97, München.
- WAGNER, A., 1993: Vegetationsökologische Untersuchungen an minerotropen Bergkiefernmooren im mittleren bayerischen Alpenvorland. Unveröff. Diplomarbeit TU München, 61 S., Freising-Weihenstephan.
- WAGNER, A. & WAGNER, I., 1996: Pfrunger Ried, Pflege und Entwicklungsplan. Ökologische Grundlagen und Konzept zum Schutz einer oberschwäbischen Moorlandschaft. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 85: 1-304, Karlsruhe.
- WAGNER, A., WAGNER, I. & PFADENHAUER, J., 1997: Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland. Mittlg d. Flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft. Tüxenia 17: 81 - 107, Göttingen.
- WAGNER, A. & WAGNER, I., 2000: *Juncus stygius* L. - ein aktueller Nachweis für Bayern und die Bundesrepublik. BBG69/70: 177-180.
- WAGNER, C., 1994: Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen. Mitt. der Arbeitsgem. Geobotanik in Schleswig-Holstein u. Hamburg, 47: 1-182, Kiel.
- WALENTOWSKI, H., B. RAAB & W.A. ZAHLHEIMER, 1990: Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften. Bd.I: Naturnahe Wälder und Gebüsche. Beih. Ber. Bayer. Bot. Ges. 61: 1-62, München.

- WALLÉN, B., 1983: Translocation of ^{14}C in adventitiously rooting *Calluna vulgaris* on peat. *Oikos* 40, 241-248.
- WALTER, H. & BRECKLE, S.-W., 1986: Ökologie der Erde, Bd 3: Spezielle Ökologie der Gemäßigten und Arktischen Zonen Euro-Nordasiens. Fischer Verlag, 587 S., Stuttgart.
- WALTER, H. & STRAKA, H., 1970: Einführung in die Phytologie Band III/2: Arealkunde. 478 S., Ulmer, Stuttgart.
- WARNKE-GRÜTTNER, R., 1990: Ökologische Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt in Niedermooren des westlichen Bodenseegebiets. Diss. Bot. 148: 1-214, Cramer, Berlin.
- WAUGHMAN, G. J., 1980: Chemical aspects of the ecology of some German peatlands. *J. Ecol.* 68: 1025-1046.
- WEBER, C. A., 1911: Das Moor. Vortrag gehalten am 12.11.1909 in der Geographischen Gesellschaft zu Hannover. Hannoverische Geschichtsblätter 14: 225-270.
- WEBER, H.E., 1998: Franguletea (H1). In: DIERSCHKE, H. [Hrsg.]: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 4, 86 S., Selbstverlag der Flor.-soz.-AG, Göttingen.
- WEBER, H.E., 1999: Rhamno-Prunetea (H2A). In: DIERSCHKE, H. [Hrsg.]: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 5, 108 S., Selbstverlag der Flor.-soz.-AG,
- WELTEN, M. & SUTTER, R., 1982: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Birkhäuser, Vol. 1: 716 S., Vol. 2: 679 S., Basel.
- WESTHOFF, V. & MAAREL, VAN DER, E., 1978: The Braun-Blanquet approach. In: WHITTAKER, R.H.: Classification of plant communities. 287-399, Dr. W. Junk, The Hague.
- WESTHOFF, V., 1968: Einige Bemerkungen zur syntaxonomischen Terminologie und Methodik, insbesondere zu der Struktur als diagnostischem Merkmal. In: Pflanzensoziologische Systematik. Int. Ver. f. Veg.kunde, 54-70, Den Haag.
- WIEBE, C., 1998: Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihrer Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. Mitt. Ag. Geobot. Schleswig-Holst. Hamburg 56: 1-156, Kiel.
- WIEGLEB, G., LEHMANN, A. & HAUSFELD, R., 1991: Die Erlenwälder im nordwestlichen Niedersachsen. Methodik der Aufnahme, floristisches Inventar und Gliederung. In: Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Tuexenia 11: 309-344, Göttingen.
- WILDI, O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten - Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel 90:1-226, Zürich.
- WISSKIRCHEN, R., & HAEUPLER, H., 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 765 S. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WITTLICH, W., 1955: Die standörtlichen Bedingungen für die natürliche Verjüngung der Kiefer und für ihre Erziehung unter Schirm. Allg. Forst- u. Jagdztg. 126, S. 109-117.
- WOLF, G. & U. BOHN, 1991: Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. In: Naturwaldreservate. Schr.r. f. Veg.kunde 21: 9-20, Bonn-Bad Godesberg.
- WULF, M., 1992: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. Diss. Bot. 185, 246 S. Cramer, Vaduz.
- YLI-VAKKURI, P., 1953: Untersuchungen über organische Wurzelverbindungen zwischen Bäumen in Kiefernbeständen. Acta Forestalia Fenn. 60: 103-117.
- ZAHLHEIMER, W.A., 1985: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte. Beih.4 Ber. ANL (Hrsg.), 143 S. Laufen/Salzach.
- ZIER, L., 1985: Das Pfrunger Ried. Führer Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 10: 1-308, Karlsruhe.
- ZILLENBILLER, E., 1954: Das Pfrunger Ried. Meliorationsgeschichte und bodenphysikalische Untersuchungen. 91 S., Dissertation, Hohenheim.
- ZIMMERLI, S., 1988: Vegetation und Standort von Schwinggrasen in der Schweiz. Veröff. Geobot. Institut ETH Stiftung Rübel 102: 1-105.
- ZOBRIST, L., 1935: Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchung des Schoenetum nigricantis im nordostschweizerischen Mittellande. 144 S., Verlag Hans Huber, Bern.
- ZOLLER, H. & SELLDORF, P. 1989: Untersuchungen zur kurzfristigen Sukzession von Torf- und Braunmoosgesellschaften in einem Übergangsmoor aus den Schweizer Alpen. Flora 182 (1/2): 127-151. Jena.
- ZOLLNER, A., 1993: Renaturierung von bewaldeten Mooren in oberbayerischen Staatswald. Telma 23: 297-310, Hannover.
- ZOLLNER, A. & CRONAUER, H., 1997: Wiedervernässung und Durchforstung als Maßnahmen zur Renaturierung bewaldeter Moore in Bayern - Erste Versuchsergebnisse. Telma 27: 91 - 107, Hannover.

11 Anhang

Vegetationstabelle 4: Ausbildung mit *Scheuchzeria palustris* - Vergleichsaufnahmen zum Pino-Sphagnetum**Pino rotundatae-Sphagnetum**1 : Typische Ausbildung [Vt] 2 - 3 : Ausbildung mit *Scheuchzeria palustris* [Vs]**Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft - Ausbildung mit *Scheuchzeria palustris***

4 - 17 : Typische Variante, Typische Subvariante [Stt] 35 - 41 : Variante mit *Calliergonella cuspidata* [Sc]
 18 - 34 : Typische Variante, Subvariante mit *Salix aurita* [Sta] 42 - 45 : Übergangstyp mit Arten der *Epipactis palustris*-Ausbildung [SüE]

Nr	RLD																																													
Nr_Orig	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	
Baumschicht - Höhe [m]	6	.	.	7	.	8	.	12	.	.	7	5	.	.	8	.	7	50	18	35	78	37	V80	V90	V43	6	88	12	59	57	V29	63	15	31	4	80	3	60	44	56	V24	17	V64	23	W17	
Strauchschicht - Höhe [m]	1	2	2	2	3	2	3	2	2	3	1	2	2	3	2	1	2	1	2	3	2	5	3	4	2	2	3	3	2	2	.	3	3	3	2	1	2	3	2	3	3	4	5	5	3	
Baumschicht - Deckung [%]	30	.	.	40	.	50	.	60	.	.	30	5	.	.	50	.	40	50	10	.	5	.	.	.	30	.	.	40	10	50	.	.	.	50	50	10	.	30	40	.	.	.	.			
Strauchschicht - Deckung [%]	30	25	25	10	30	2	20	10	25	25	5	30	25	25	5	30	10	5	25	40	30	30	30	50	40	10	30	30	10	20	.	40	30	30	20	10	20	40	15	25	50	25	30	40	25	
Krautschicht - Deckung [%]	40	15	20	50	40	30	40	40	50	40	25	40	50	50	30	40	50	20	40	25	15	40	30	35	40	30	40	50	40	40	60	30	60	40	50	35	15	40	40	40	50	75	60	60	60	
Moosschicht - Deckung [%]	90	100	100	95	95	95	90	95	50	100	100	95	30	70	95	80	95	95	80	90	100	95	95	100	80	40	95	90	90	95	60	80	50	85	30	80	95	90	80	90	90	50	80	70	30	
Artenzahl	26	17	21	21	23	25	25	33	31	31	29	33	35	31	29	35	35	28	36	31	38	32	37	41	41	41	44	40	42	36	32	39	47	47	50	41	49	50	56	47	44	59	50	62	58	
Leitfähigkeit (µS kor.)	19	20	12	9	24	36	44	18	16	27	21	20	44	52	25	60	21	29	38	23	28	25	35	.	43	45	37	83	35	.	42	40	37	50	36	35	79	26	21	.	41	41	45	.		
pH	4,1	4,1	4,4	4,2	5,1	5,2	4,7	4,6	4,5	4,7	4,5	4,6	5,3	5,6	4,7	5,4	4,6	4,7	5,1	4,8	5,0	4,5	5,0	.	5,2	5,3	5,3	5,6	5,1	.	5,1	5,3	5,2	5,1	5,0	5,2	5,5	4,9	5,0	.	5,5	5,2	5,4	.		
Ausbildung	V	V	V	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		
Variante	t	s	s	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	
Subvariante				t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	
Baum-/Strauchschicht																																														
B Pinus rotundata	3	.	.	3	.	4	.	3	.	.	2	1	.	.	3	.	3	3	2	.	1	.	.	.	.	2	.	.	3	2	4	.	.	.	3	3	2	.	3	3	.	.	.	.		
S Pinus rotundata	3	2	2	.	3	1	2	+	2	2	1	2	2	2	.	3	1	.	3	3	2	3	2	3	3	2	3	2	1	+	.	3	2	2	.	2	1	3	2	.	3	2	3	2		
B Picea abies	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
S Picea abies	+	.	.	1	.	1	.	1	+	.	1	+	.	+	.	+	1	r	.	+	.	.	.	.	.	+	.	1	2	.	.	.	.	+	2	.	.	.	+	2	.	.	1			
B Alnus glutinosa	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	3	.	+	.	1	.	.	.	.		
S Alnus glutinosa	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	2	1	2	+	.	+	.	.	1			
B Betula pubescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	+	.	.	1	.	.	.	.			
S Betula pubescens	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	.		
S Frangula alnus	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	.	+	.	r	+	1	.	.	.	.	1	+	.	+	r	+	.	1	.	.	.	1	.	1	.	1	.	1	.	1	.	.	.			
S Juniperus communis ssp. communis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	r	.			
S Alnus incana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1		
D_S (Scheuchzeria palustris)																																														
Scheuchzeria palustris	2	.	.	1	1	1	+	1	r	1	r	1	2	+	1	1	+	1	r	r	1	+	1	1	1	1	.	.	+	+	.	1	1	+	r	r	1	1	r	+	+	r	+	r		
Carex limosa	2	.	.	1	.	2	.	.	+	r	1	.	1	2	+	r	1	.	.	1	.	1	.	1	1	2	1	r	+	.	+	+	1	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.			
Rhynchospora alba	3	.	.	1	1	1	.	+	.	2	2	r	2	2	r	.	.	.	r	r	+	.	1	r	1	.	r	1	r	.	+	1	+	.	.	.	+	r	+	.	+	+	+	+		
Sphagnum papillosum	3	.	3	3	.	2	.	2	1	3	.	1	.	2	3	.	.	.	3	1	2	.	2	1	.	.	2	4	.	.	.	4	3	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.			
Sphagnum cuspidatum	3	1	+	2	3	.	1	.	2	.	3	1	3	.	1	.	2	.	+	1	.	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	+	+	.	.	.	1	.	+		
d_c (Calliergonella cuspidata)																																														
Calliergonella cuspidata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Valeriana dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Caltha palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Crepis paludosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
D_E (Epipactis palustris)																																														
Carex pulicaris	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Tofieldia calyculata	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Epipactis palustris	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Leontodon hispidus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Pinguicula vulgaris	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Primula farinosa	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		

</

[illegible]

Nr	RLD	1	2	3	0	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	0	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	0	35	36	37	38	39	40	41	0	42	43	44	45
Picea abies		+	.	.	.	r	r	r	+	.	+	.	.	.	.	.	r	.	r	.	r	r	.	.	.	.	r	+	.	.	r	+	r	.	.	.	.	+	.	.	r	r	.	.	.	r	.	.	+	
Sphagnum fallax		.	2	+	3	.	.	.	.	3	1	.	5	.	+	.	1	.	3	.	2	1	2	1	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Polytrichum juniperinum		1	.	.	1	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	r	.	r	.	.	.	.	+	+	.	.			
Calliergon stramineum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	r	1	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	+	.	.			
Agrostis tenuis		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.			
Maianthemum bifolium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	r	+	+			
Juncus effusus		.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+				
Sphagnum flexuosum		.	.	.	.	3	2	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	4	.	2	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.			
Carex flava		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	r	.	r	1	+	.	.	.	.			
Solidago virgaurea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	+	.	+	.	.	.	+	+				
Dicranum bergeri	2	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.				
Dactylorhiza maculata agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.				
Epilobium palustre		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	r	.	.	+			
Eriophorum latifolium	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r			
Sorbus aucuparia		.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.			
Phragmites australis		.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1			
Lysimachia thyrsiflora	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.				
Salix cinerea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.		
Parnassia palustris	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.			
Bazzania trilobata	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	r			
Juniperus communis ssp. communis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.				
Drepanocladus exannulatus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.			
Hieracium umbellatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	+	r		
Utricularia intermedia	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.		
Alnus glutinosa		.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Sphagnum centrale	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.			
Platanthera bifolia	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	r				
Agrostis stolonifera		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.		
Veratrum album		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
Gentiana asclepiadea	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+		
Lysimachia vulgaris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	+		
Leucobryum glaucum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+			
Hammarbya paludosa	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		

Sonstige (Nr:Dckg): Sphagnum majus 8:1, Sphagnum tenellum 9:1, Odontoschisma sphagni 9:+, Sphagnum majus 10:3, Polytrichum commune 11:1, Carex pauciflora 12:+, Drosera intermedia 13:+, Sphagnum tenellum 13:+, Lonicera caerulea 13:+, Lycopodiella inundata 13:r, Sorbus aucuparia 16:+ (S), Gymnocolea inflata 16:r, Polytrichum commune 18:1, Quercus robur 19:r, Scapania undulata 20:+, Arnica montana 22:r, Carex pauciflora 23:1, Juncus stygius 23:+, Sorbus aucuparia 25:+ (S), Calliergon giganteum 25:r, Cardamine pratensis 25:r, Linum catharticum 25:+, Pedicularis palustris 25:+, Carex canescens 26:r, Drepanocladus fluitans 26:r, Eriophorum gracile 26:1, Scapania undulata 27:+, Lotus uliginosus 27:r, Drepanocladus aduncus 28:+, Nardus stricta 29:r, Danthonia decumbens 33:r, Allium suaveolens 34:r, Alnus incana 34:+, Taraxacum palustre agg. 34:+, Sphagnum teres 34:+, Myosotis palustris agg. 35:r, Carex canescens 35:r, Carex elongata 35:r, Ajuga reptans 35:+, Rhytidiadelphus squarrosus 35:r, Dicranum scoparium 35:+, Listera cordata 35:r, Plagiothecium denticulatum 35:r, Salix aurita 36:1 (S), Salix cinerea 36:+ (S), Salix aurita 37:r (S), Anemone nemorosa 39:r, Myosotis palustris agg. 40:+, Polygonum bistorta 40:+, Ranunculus nemorosus 40:r, Stellaria uliginosa 40:+, Callitriche palustris agg. 40:+, Carex davalliana 41:+, Calliergon giganteum 41:1, Cardamine pratensis 41:+, Plagiomnium elatum 41:+, Bryum pseudotriquetrum 41:+, Sphagnum contortum 41:1, Homalothecium nitens 41:+, Cinclidium stygium 41:2, Drosera intermedia 42:r, Drepanocladus aduncus 42:+, Drepanocladus vernicosus 42:1, Drosera anglica 42:r, Salix cinerea 43:+, Anthoxanthum odoratum 43:+, Arnica montana 43:+, Anthoxanthum odoratum 44:r, Taraxacum palustre agg. 44:r, Equisetum palustre 44:r, Galium uliginosum 44:r, Carex davalliana 45:+, Allium suaveolens 45:r, Alnus incana 45:1, Anemone nemorosa 45:+, Lysimachia nemorum 45:r, Carex lepidocarpa 45:+, Calamagrostis varia 45:+, Cirsium rivulare 45:r, Luzula multiflora 45:1, Salix purpurea 45:0,2, Juncus conglomeratus 45:1

Vegetationstabelle 5: Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides***Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft - Ausbildung mit *Scorpidium scorpioides***1 - 7 : Variante mit *Sphagnum papillosum* (Ol)8 - 13 : Variante mit *Schoenus ferrugineus* (Of)

14 - 16 : Typische Variante (Ot)

17 - 20 : Übergangstyp zur Ausbildung mit *Epipactis palustris* (OüE)

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Nr_Orig		71	V30	V32	V28	V27	V31	62	41	70	69	V44	V45	V46	V56	42	V55	54	43	11	2
Baumschicht - Höhe [m]		.	.	.	.	5	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	8	.	.	.
Strauchschicht - Höhe [m]		2	3	3	4	.	2	3	2	1	2	2	2	1	3	2	2	1	4	3	2
Baumschicht - Deckung [%]		.	.	.	.	40	.	.	.	10	.	.	.	.	.	.	.	10	.	.	.
Strauchschicht - Deckung [%]		25	40	30	40	.	30	30	25	50	30	30	40	30	40	30	35	15	30	40	15
Krautschicht - Deckung [%]		70	60	60	60	50	50	60	40	40	40	40	50	60	50	20	50	60	50	50	30
Moosschicht - Deckung [%]		30	60	70	60	80	80	60	75	25	40	90	80	40	60	95	90	60	75	40	80
Leitfähigkeit [µS] korr.		37	46	38	53	.	.	67	42	71	46	196	.	300	.	52	152	24	40	86	69
pH		5,7	5,7	5,7	5,7	.	.	5,6	5,4	5,7	5,5	6,1	.	6,3	.	5,6	6,4	4,7	5,5	6,1	6,1
Artenzahl		51	40	33	41	36	40	61	39	46	52	46	45	51	40	33	39	44	58	74	46
Ausbildung		O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O
Variante		1	1	1	1	1	1	1	f	f	f	f	f	f	t	t	t	ü	ü	ü	ü
Subvariante																		E	E	E	E
Baum-/Strauchschicht																					
B Pinus rotundata		.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
S Pinus rotundata		2	3	3	3	.	3	2	2	3	2	3	3	3	3	3	3	.	3	3	2
S Frangula alnus		.	.	.	.	.	1	.	.	1	1	+	1	1	+	.	+	.	1	+	+
S Alnus glutinosa		.	.	.	+	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	1	+	r	1	+	+
S Picea abies		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	2	.	.	.
B Betula pubescens		.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Betula pubescens		.	.	.	.	.	.	+	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Alnus incana		.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Juniperus communis ssp. communis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.
S Lonicera caerulea		.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Salix cinerea		.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Differentialartengruppen																					
O Scorpidium scorpioides	3	2	+	+	+	+	+	+	1	+	+	2	2	2	+	1	+	1	1	+	2
Utricularia intermedia	2	1	.	.	.	.	+	.	+	.	1	.	+	+	.	.	.	r	+	.	r
Drosera intermedia	3	+	.	.	r	.	+	.	+	.	1	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Calliergon trifarium	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	r	.	1	.	.	+	.	.
Utricularia ochroleuca	2	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum platyphyllum	2	1	1	1	1	1	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SO Sphagnum papillosum	3	1	3	4	3	4	3	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora alba	3	1	r	+	.	.	+	1	1	1	1	1	1	+	.	.	.	+	+	.	.
Carex limosa	2	1	.	.	.	+	+	.	+	1	1	1	2	1	.	.	.	.	+	+	1
Scheuchzeria palustris	2	+	.	.	.	.	.	+	.	1	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r
OE Schoenus ferrugineus	3	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	r	+	2	.	.	.	.	.	.	.
b Drepanocladus revolvens	3	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	1	+	1	.	1	2	2	+	2	2
b Campylium stellatum	+	.	.	+	.	.	1	.	+	.	+	2	1	2	.	+	+	.	+	+	1
Tofieldia calyculata	3	+	1	1	+	1	+	1	r	r	.	.	r	r	.	.	.	.	1	.	r
Parnassia palustris	3	+	.	r	+	+	+	+	.	.	+	.	+	2	.	.	.	r	+	.	+
Pinguicula vulgaris	3	.	.	.	+	+	.	.	r	r	.	.	.	+	.	.	.	.	+	r	.
Carex lepidocarpa	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	+	.	.	.	.	+	.
Primula farinosa	3	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	+	.
Aster bellidiastrium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	r	r	.
E Carex pulicaris	2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.
Epipactis palustris	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	r	.	.	+	.	.
Carex davalliana	3	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r
Eriophorum latifolium	3	.	.	.	.	.	.	1	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
c Calliergonella cuspidata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	+	+	2	1
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.
Valeriana dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	.
Caltha palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.
D_Gesellschaft																					
Carex lasiocarpa	3	2	1	2	2	+	1	1	2	1	2	2	2	2	1	1	1	2	1	2	2
Eriophorum angustifolium	.	1	1	1	+	1	1	1	+	+	.	+	.	1	1	.	+	1	1	+	+
Trichophorum alpinum	3	+	1	3	1	1	1	1	+	.	+	.	+	+	1	.	1	1	1	+	1
Menyanthes trifoliata	3	1	1	+	.	+	+	.	.	r	+	1	+	1	+	.	1	.	1	1	1
Carex chordorrhiza	2	1	+	1	.	.	1	1	.	1	1	2	2	1	3	.	2	.	+	1	1
Carex rostrata	.	1	.	1	1	+	.	.	.	1	1	2	2	2	.	1	.	.	1	1	.
Sphagnum warnstorffii	2	1	.	.	.	1	1	2	2	2	2	.	.	.	.	+	.	.	1	1	1
Carex echinata	.	+	.	+	1	+	1	.	.	.	+	.	+	.	1	.	.	1	.	1	.
Equisetum fluviatile	.	+	.	r	+	.	r	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	+	1	+
Sphagnum subsecundum	3	.	.	.	.	.	+	3	1	.	+	.	2	+	2	.	.	.	1	2	.

Nr		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Potentilla palustris		+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	r	+	.	r	.	.	+	r
Peucedanum palustre		.	r	.	.	.	.	r	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	+	r
Carex nigra		.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	1	+	+	.
Oxycocco-Sphagneteta																					
Vaccinium oxycoccus	3	1	1	1	1	+	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	r
Sphagnum magellanicum	3	1	3	2	2	2	3	2	4	.	+	3	3	3	3	4	4	3	3	2	.
Andromeda polifolia	3	1	1	1	1	+	1	+	+	+	+	1	+	.	+	+	1	+	+	+	r
Drosera rotundifolia	3	1	1	1	1	2	1	+	+	+	+	+	+	1	+	+	1	+	1	+	+
Eriophorum vaginatum		.	1	.	1	1	.	+	+	.	.	+	.	.	.	+	.	2	1	r	+
Polytrichum strictum	3	+	1	+	1	+	+	+	.	1	+	+	+	+	1	.	1	1	+	+	.
Melampyrum pratense ssp. paludosum		.	.	.	.	r	.	+	+	.	.	.	.	.	+	r	r	.	+	+	.
Sphagnum capillifolium		.	.	1	1	.	2	.	1	.	.	.	.	.	2	.	.	.	+	.	.
Sphagnum rubellum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	1	.	.	.
Vaccinio-Piceeta (s.l.)																					
Calluna vulgaris		+	1	1	1	+	1	+	+	+	.	+	+	1	+	1	.	1	+	1	.
Vaccinium myrtillus		.	+	+	.	1	.	r	.	.	.	1	1	1	+	.	r	.	1	.	.
Vaccinium uliginosum		+	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.
Vaccinium vitis-idaea		+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.
Pleurozium schreberi		.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.	+	.	.	.	.
Sonstige																					
Molinia caerulea	3	1	1	1	3	1	2	.	1	1	1	1	1	1	3	.	2	2	2	2	2
Aulacomnium palustre		+	+	.	+	+	+	+	.	2	1	+	1	+	+	+	+	1	+	1	.
Potentilla erecta		1	1	1	1	1	+	+	.	+	1	1	+	+	.	.	.	1	+	+	+
Betula pubescens		+	+	+	+	.	r	r	+	.	+	.	.	.	+	+	.	+	+	r	r
Trichophorum cespitosum	3	1	3	1	3	2	3	1	+	2	1	.	.	.	1	r	.	.	.	+	1
Succisa pratensis		+	+	+	r	1	+	+	.	+	+	r	.	.	.	.	.	.	+	1	+
Pinus rotundata		+	.	1	1	+	+	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	1	+	+	.
Sphagnum angustifolium		.	.	.	.	.	.	2	.	1	+	2	3	1	1	1	3	.	1	2	.
Frangula alnus		+	+	+	r	+	+	+	.	.	+	r	+	.	+	.	.	.	.	1	.
Picea abies		+	+	.	r	+	+	+	1	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	r	.
Carex panicea		1	+	.	+	.	.	1	.	.	1	1	1	+	.	.	.	.	+	2	1
Cirsium palustre		.	.	.	.	.	.	r	.	r	+	r	r	.	r	.	.	+	+	r	r
Salix aurita		.	r	+	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	r	+	r	.
Salix repens		.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	r	r	.	+	r	.	+	+	r
Sphagnum contortum	2	1	.	.	.	.	.	.	+	.	1	2	.	.	.	2	1	2	.	1	2
Dactylorhiza traunsteineri	2	.	1	1	.	+	+	r	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.
Bryum pseudotriquetrum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	1	r	1	.	1	+
Carex dioica	2	.	1	1	+	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.
Carex elata		2	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	r	r
Carex flava		+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	.
Phragmites australis		.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	1	2	1	.	.	.	.
Gentiana asclepiadea	3	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	r	.
Calliergon giganteum	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	2	2	.
Alnus glutinosa		+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.
Betula humilis	2	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.
Dactylorhiza maculata agg.		.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r
Calliergon stramineum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	.
Sphagnum cuspidatum	3	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.
Sphagnum fallax		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1
Dicranum bergeri	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.
Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	+	.
Homalothecium nitens	2	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus exannulatus		.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Sphagnum flexuosum		.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.
Sphagnum teres	3	1	.	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drosera anglica	2	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.
Salix myrtilloides	1	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum fuscum	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	+	.	.	.	.
Meesia triquetra	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.

Sonstige (Nr:Dckg): Solidago virgaurea 1:+, Veratrum album 1:+, Sphagnum centrale 1:+, Hieracium umbellatum 1:+, Sphagnum subnitens 1:+, Thelypteris palustris 1:r, Anemone nemorosa 2:r, Carex flacca 2:r, Calamagrostis epigejos 2:r, Bazzania trilobata 4:+, Leucobryum glaucum 4:1, Berberis vulgaris 4:r, Utricularia minor 6:+, Alnus incana 6:+, Agrostis canina 7:+, Solidago virgaurea 7:r, Viola palustris 7:+, Juncus effusus 7:+, Juniperus communis ssp. communis 7:+, Leontodon hispidus 7:1, Polygala amarella 7:r, Danthonia decumbens 7:+, Nardus stricta 7:+, Thuidium delicatulum 9:+, Sanguisorba officinalis 9:r, Dicranum polysetum 9:1, Drepanocladus aduncus 9:1, Sphagnum compactum 9:2, Lycopodium annotinum 9:1, Salix aurita 9:+ (S), Sorbus aucuparia 9:+ (S), Thuidium delicatulum 10:+, Sanguisorba officinalis 10:1, Dicranum bonjeanii 10:+, Allium schoenoprasum 10:r, Sorbus aucuparia 11:r, Platanthera bifolia 11:r, Pedicularis palustris 11:r, Splachnum ampullaceum 11:+, Juncus alpino-articulatus 11:r, Lophocolea bidentata 11:r, Hammarbya paludosa 11:r, Agrostis canina 12:+, Fissidens adianthoides 13:r, Philonotis fontana 13:r, Utricularia minor 13:+, Splachnum ampullaceum 13:r, Lysimachia thyrsiflora 14:+, Cardamine pratensis 14:r, Dicranum bonjeanii 15:+, Lysimachia thyrsiflora 16:r, Cardamine pratensis 16:+, Fissidens adianthoides 16:+, Drepanocladus vernicosus 16:1, Agrostis tenuis 17:+, Viola palustris 17:+, Juncus effusus 17:r, Epilobium palustre 17:r, Agrostis tenuis 18:+, Platanthera bifolia 18:+, Anemone nemorosa 18:r, Sorbus aucuparia 19:r, Pedicularis palustris 19:+, Philonotis fontana 19:+, Plagiomnium elatum 19:r, Anthoxanthum odoratum 19:r, Myosotis palustris agg. 19:r, Cephalanthera damasonium 19:r, Carex diandra 19:+, Lychnis flos-cuculi 19:r, Ranunculus repens 19:r, Juniperus communis ssp. communis 20:r

Vegetationstabelle 6: Typische Ausbildung, Typische Subvariante

Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft - Typische Ausbildung, Typische Variante

1 - 4 : Typische Variante, Subvariante mit Sphagnum teres

7 - 26 : Typische Variante, Typische Subvariante

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Nr_Orig		V12	V13	V15	V16	V18	V26	V10	79	V14	16	86	V66	39	V62	V2	V17	V9	V82	87	7	V76	V77	V40	W78	V88	V87
Baumschicht - Höhe [m]		.	.	.	.	5	.	5	7	.	.	7	6	.	10	5	.	3	8	.	5	4	7	.	5	.	7
Strauchschicht - Höhe [m]		2	2	2	4	2	2	2	2	2	5	2	2	7	3	1	3	.	2	5	2	1	2	3	.	5	3
Baumschicht - Deckung [%]		.	.	.	.	50	.	30	50	.	.	40	50	.	60	25	.	.	50	.	50	50	30	.	50	.	50
Strauchschicht - Deckung [%]		75	50	60	90	20	25	40	30	75	40	10	20	40	20	10	35	30	30	40	5	30	10	50	.	50	20
Krautschicht - Deckung [%]		75	40	40	20	70	60	70	75	60	30	60	80	50	40	50	90	80	30	40	30	40	30	30	30	30	75
Moosschicht - Deckung [%]		50	60	80	100	90	90	50	50	75	90	80	80	80	95	90	40	90	100	85	70	100	100	40	95	100	100
Leitfähigkeit (µS kor.)		.	.	.	.	.	91	.	42	.	48	40	.	52	41	.	107	108	.	32	63	.	.	138	.	.	.
pH		.	.	.	.	.	5,6	.	4,9	.	4,7	5,2	.	5,4	5,2	.	5,9	5,5	.	5,0	6,4	.	.	5,9	.	.	.
Artenzahl		45	33	29	29	50	40	41	42	40	37	41	41	44	35	40	40	37	32	33	25	21	22	16	21	19	22
Ausbildung		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Variante		t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t
Subvariante		s	s	s	s	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t
Baum-/Strauchschicht																											
B Pinus rotundata		.	.	.	.	3	.	3	3	.	.	3	3	.	4	3	.	.	3	.	3	4	3	.	3	.	3
S Pinus rotundata		.	.	.	5	2	2	3	2	.	3	+	2	2	2	3	3	.	3	1	3	2	3	.	4	.	.
S Pinus mugo		3	4	4	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
B Betula pubescens		.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	1
S Betula pubescens		1	1	1	.	.	.	.	.	2	.	+	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
B Alnus glutinosa		.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
S Alnus glutinosa		.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
B Picea abies		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	2
S Picea abies		.	+	.	.	1	r	+	.	.	.	1	+	1	1	.	.	.	2	1	.	.	.	1	.	.	.
S Frangula alnus		1	1	2	2	1	.	.	1	2	+	2	1	1	.	.	+	.	2	1	1	.	.	1	.	.	.
S Lonicera caerulea		1	+	+	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Alnus incana		.	.	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Salix aurita		.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Salix cinerea		.	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Betula humilis	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
D_Gesellschaft																											
Carex lasiocarpa	3	1	2	2	1	2	1	2	2	2	1	1	r	2	.	1	1	2	1	1	r	1	.	.	1	r	1
Carex rostrata		1	+	1	1	.	.	.	.	2	+	+	1	.	.	.	.	.	1	2	2	1	+	.	2	.	.
Carex echinata		.	.	.	.	+	.	1	+	+	1	1	.	+	1	2	.	r	1	.	1	2	2	.	.	.	.
Menyanthes trifoliata	3	+	+	r	.	1	2	.	.	+	+	.	1	.	+	.	1	.	1	+	2	.	.	.	1	.	.
Carex nigra		.	.	+	.	1	+	+	1	.	1	1	.	.	1	.	+	1	.	.	.	1	.	.	.	.	r
Eriophorum angustifolium		.	.	.	.	.	2	.	+	+	+	+	.	r	.	+	1	.	+	.	1	.	.	.	.	+	.
Sphagnum subsecundum	3	.	.	.	.	2	.	2	1	+	+	.	2	+	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.
Trichophorum alpinum	3	1	+	.	.	1	1	1	.	+	.	.	1	.	.	.	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile		r	.	.	.	.	+	+	.	.	.	1	+	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peucedanum palustre		.	.	.	.	r	.	.	1	r	+	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum warnstorffii	2	.	2	2	1	3	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	1	+	.	.
Carex chordorrhiza	2	.	.	.	.	.	2	.	.	r	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla palustris		.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oxycocco-Sphagnetea																											
Vaccinium oxycoccus	3	2	1	1	1	1	1	2	.	2	1	1	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2
Sphagnum magellanicum	3	.	.	.	.	3	2	3	2	.	3	2	4	4	4	3	3	3	2	3	3	2	3	3	5	5	5
Andromeda polifolia	3	1	+	+	1	+	1	1	+	1	+	+	1	+	+	+	+	1	r	1	+	r	1	+	+	1	1
Drosera rotundifolia	3	+	r	+	.	1	+	+	1	.	+	+	+	+	+	+	1	+	.	+	.	.	.	.	+	+	.
Eriophorum vaginatum		.	.	+	.	1	.	2	3	.	1	+	1	.	1	2	r	2	1	1	1	2	1	.	1	1	3
Polytrichum strictum	3	.	+	1	1	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	+	1	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Melampyrum pratense ssp. paludosum		.	.	.	.	+	.	+	1	.	+	.	.	.	.	.	1	.	r	.	.	.	.	+	.	.	+
Sphagnum capillifolium		.	.	.	.	1	.	+	1	.	1	.	+	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Sphagnum rubellum	3	.	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinio-Piceetea (s.l.)																											
Calluna vulgaris		+	+	r	+	+	+	2	.	1	+	1	+	+	+	1	1	.	+	1	.	.	.	.	.	2	.
Vaccinium myrtillus		.	.	.	r	1	.	+	2	.	1	+	1	1	2	+	.	r	2	+	+	1	+	+	1	+	2
Vaccinium uliginosum	3	.	1	+	.	+	.	+	3	+	+	+	.	1	+	.	.	+	1	+	.	+	+	.	.	.	+
Vaccinium vitis-idaea		.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	1	.	1	.	1	.	.	1	1	.	.	.	.	2
Pleurozium schreberi		+	1	+	2	1	.	1	2	1	1	1	+	.	.	+	.	1	+	2	+	+	1	.	.	1	1
Sonstige																											
Molinia caerulea		2	1	1	2	2	1	2	2	1	2	3	4	3	2	2	2	1	1	2	+	2	2	.	2	1	2
Sphagnum angustifolium		2	+	.	.	1	.	1	2	2	3	3	2	3	2	.	.	4	3	3	2	2	2	2	2	2	2
Aulacomnium palustre		+	1	1	.	2	.	1	+	2	.	1	1	+	1	1	+	1	1	+	.	.	.	1	+	1	.
Potentilla erecta		+	1	1	1	1	r	1	2	1	+	+	1	+	1	+	1	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.
Frangula alnus		1	.	.	1	.	+	.	1	+	1	+	.	+	+	+	.	.	.	.	r	+	.	.	r	+	+
Pinus rotundata		.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	+	+	+	.	+	+	+	+	+	.	+	.	.	.	.	1
Trichophorum cespitosum	3	2	2	1	+	2	1	2	.	2	1	1	1	.	.	2	2	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.
Succisa pratensis		+	+	.	r	1	1	+	.	+	.	r	2	.	.	+	+	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Hylocomium splendens		+	+	+	+	.	.	.	2	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1
Picea abies		+	.	.	.	r	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	r	+	.	r	.	.	.	.	.	1
Betula pubescens		.	.	.	+	+	.	+	+	+	.	1	.	+	.	r	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Phragmites australis		.	.	r	+	.	.	.	.	+	.	.	+	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	2	+	.
Calliergon stramineum		.	.	+	.	1	.	+	+	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Carex elata		2	2	1	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylorhiza maculata agg.		.	.	.	.	r	r	.	.	.	+	.	r	+	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Salix aurita		.	.	.	.	.	.	+	2	.	.	+	.	.	+	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex panicea		.	.	.	.	2	1	1	.	.	.	.	1	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia		.	.	.	r	r	.	.	.	r	r	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium palustre		+	.	.	.	r	.	.	+	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis canina		.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	r	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campylium stellatum		.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix repens		r	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum fallax		.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	5	3	.	.	.	.
Carex limosa	2	.	r	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum latifolium	3	+	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus revolvens	3	.	.	.	.	+	2	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
d Sphagnum teres	3	2	4	5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex dioica	2	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylorhiza traunsteineri	2	r	r	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus exannulatus		.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix myrtilloides	1	.	r	.	.	.	.	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pulicaris	2	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine pratensis		.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum juniperinum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.
Solidago virgaurea		.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum formosum		.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Sphagnum papillosum	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum platyphyllum	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Platanthera bifolia	3	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum bonjeanii	3	+	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pauciflora	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata		.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Valeriana dioica		.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gentiana asclepiadea	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex lepidocarpa	3	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Bryum pseudotriquetrum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergon giganteum	3	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Maianthemum bifolium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola palustris		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum bergeri	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Hieracium umbellatum		r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leucobryum glaucum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula humilis	2	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygala chamaebuxus		.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus alpino-articulatus	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juniperus communis ssp. communis		.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix cinerea		.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Primula farinosa	3	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bazzania trilobata		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladium mariscus	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.

Sonstige (Nr:Dckg): Rhamnus catharticus 1:+ (S), Sorbus aria 1:+ (S), Viburnum opulus 1:+ (S), Caltha palustris 1:+, Paris quadrifolia 1:r, Swertia perennis 1:r, Sanguisorba officinalis 1:+, Salix myrsinifolia 1:+, Bartsia alpina 1:r, Alnus incana 3:r, Pinus mugo 3:r, Carex paniculata 4:+, Lonicera caerulea 4:1, Corallorhiza trifida 5:r, Sphagnum contortum 6:3, Poa pratensis 6:r, Meesia triquetra 6:1, Cinclidium stygium 6:2, Briza media 6:r, Polygonum viviparum 6:r, Carex diandra 6:1, Sphagnum cuspidatum 8:1, Thuidium delicatulum 8:+, Taraxacum palustre agg. 8:+, Polygonum bistorta 9:r, Homalothecium nitens 9:r, Viburnum opulus 9:r, Thuidium abietinum 9:2, Sphagnum majus 10:1, Juniperus communis ssp. communis 12:1 (S), Sorbus aria 12:r, Anemone nemorosa 12:+, Atrichum undulatum 12:r, Equisetum palustre 13:+, Lysimachia thyrsiflora 13:+, Utricularia intermedia 13:1, Sphagnum obtusum 13:1, Chiloscypus pallescens 14:+, Riccardia chamaedryfolia 14:+, Carex canescens 14:+, Listera cordata 14:r, Betula nana 14:1, Carex flava 15:1, Juncus effusus 15:+, Scheuchzeria palustris 15:+, Polygala amarella 15:r, Hypnum pratense 15:+, Pedicularis sylvatica 15:r, Tofieldia calyculata 16:+, Parnassia palustris 16:1, Serratula tinctoria 16:+, Anthoxanthum odoratum 18:+, Sphagnum centrale 19:2, Agrostis tenuis 19:1, Rhynchospora alba 19:+, Sphagnum subnitens 19:2, Sphagnum flexuosum 20:1, Epipactis helleborine agg. 23:r

Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft - Typische Ausbildung, Variante mit Calliergonella cuspidata

21 - 37 : Variante mit *Calliergonella cuspidata*, Typische Subvariante

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
Nr_Orig		V58	V78	V25	V59	V60	V20	W74	V7		V53	W75	V75	20	V61	V6	V68	V70	V3	V4	V84	V41	82	40	67	V67	9	10	V69	V5	V47	V49	8	W76	V83	V81	V85	V57	36
Baumschicht - Höhe [m]		7	6	.	7	7	12	8	8	6	5	10	.	7	10	8	15	4	5	10	.	10	10	8	8	20	15	10	7	8	10	12	7	12	8	8	.	8	
Strauchschicht - Höhe [m]		1	1	3	1	3	4	.	2	2	.	3	5	2	3	3	2	1	.	3	4	.	3	3	5	3	2	2	3	1	2	3	2	2	3	.	2	4	2
Baumschicht - Deckung [%]		60	70	.	60	40	60	40	60	60	40	30	.	60	60	70	80	40	40	50	.	70	50	40	60	30	50	50	60	60	60	60	50	30	60	50	.	40	
Strauchschicht - Deckung [%]		3	5	50	15	20	30	.	5	20	.	10	40	20	30	20	20	25	.	30	40	.	30	50	20	40	15	20	10	10	30	20	5	40	.	30	60	15	
Krautschicht - Deckung [%]		50	70	60	50	75	75	40	60	70	60	30	50	75	50	40	50	40	50	40	50	40	30	60	30	70	50	70	30	60	60	50	50	40	20	50	30	30	
Moosschicht - Deckung [%]		95	90	80	95	75	40	50	90	80	40	75	70	95	90	100	90	95	95	50	60	.	95	50	95	40	80	10	95	90	70	75	60	75	80	100	80	95	90
Leitfähigkeit (µS korrr.)		134	.	103	116	79	.	.	74	.	.	45	113	.	66	86	.	.	91	246	.	69	32	64	75	120	194	.	.	56	.	98	.	54	35	59	115	21	
pH		6,0	.	5,6	6,1	5,8	.	.	5,9	.	.	5,5	6,0	.	5,6	6,0	.	.	6,3	6,1	.	5,8	4,8	5,8	5,9	5,5	6,2	.	.	5,5	.	5,5	.	6,2	5,6	6,1	6,4	4,7	
Artenzahl		44	48	53	42	47	40	48	41	63	49	46	54	65	48	41	49	44	47	43	39	.	55	44	41	48	34	43	42	50	52	45	33	27	50	24	49	38	45
Ausbildung		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	.	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	
Variante		c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	.	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	
Subvariante		E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	.	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	
Baum-/Strauchschicht																																							
B Pinus rotundata		4	4	.	4	3	4	3	4	4	3	2	3	4	4	4	3	3	3	3	.	4	2	3	4	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	3	.	3	
S Pinus rotundata		1	1	3	2	2	1	.	1	+	.	.	2	3	1	.	2	.	.	3	.	2	1	2	3	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	3	1	
B Betula pubescens		1	.	.	1	1	2	.	1	.	.	1	.	.	1	.	3	2	.	.	.	.	1	1	.	1	2	2	.	.	.	1	1	1	.	.	.	+	
S Betula pubescens		.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	
B Picea abies		.	.	.	.	.	.	3	.	1	3	2	.	.	.	.	2	3	.	2	.	.	+	1	.	.	1	1	2	.	1	.	.	2	2	2	.	.	
S Picea abies		.	r	.	1	.	1	.	1	.	2	.	1	1	1	2	1	.	.	1	.	.	1	1	.	1	.	2	1	.	+	r	.	2	.	.	1	1	
B Alnus glutinosa		.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	2	+	.	1
S Alnus glutinosa		.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	1
B Pinus sylvestris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
S Frangula alnus		+	.	1	2	1	2	.	1	2	.	.	.	1	.	2	2	.	.	2	.	.	1	.	+	2	2	2	.	2	3	2	+	2	.	3	1	1	
S Alnus incana		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	
S Berberis vulgaris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
S Juniperus communis ssp. communis		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
S Salix aurita		.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2	.	.	.	2	+	.	2	.	.	.	.	2	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	
S Salix cinerea		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	
S Sorbus aucuparia		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.
d_c (Calliergonella cuspidata)																																							
Calliergonella cuspidata		1	1	3	2	2	1	+	1	2	.	2	1	1	+	3	3	2	1	+	.	1	2	.	.	r	+	2	2	2	2	+	.	.	1	.	2	2	.
Galium palustre		.	.	.	+	.	r	+	+	1	r	.	+	+	.	1	1	+	1	+	.	.	+	+	r	+	1	1	1	+	.	.	+	+	+	+	.	.	
Valeriana dioica		1	1	1	1	+	+	2	2	2	+	+	.	1	2	+	2	2	1	.	r	.	+	.	+	+	.	.	+	1	1	+	.	.	.	.	.	.	
Polygonum bistorta		.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	+	+	+	1	1	.	.	.	r	+	r	.	1	1	1	+	r	.	1	.	1	1	.	
Caltha palustris		1	.	1	1	+	.	.	1	.	+	1	.	.	.	1	+	2	r	.	.	+	r	.	.	.	.	1	1	+	.	r	+	.	2	1	.		
Gentiana asclepiadea	3	.	.	r	.	.	.	+	r	1	+	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	
Carex appropinquata	2	.	.	.	.	.	.	1	.	2	.	.	r	.	2	2	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	.	.	.	.	+	.	.	.		
Lysimachia vulgaris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	+	.	.	+	+	
Plagiomnium elatum	3	.	.	+	r	.	.	.	+	+	.	.	+	+	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Veratrum album		.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	2	.	r
Equisetum palustre		1	.	.	1	.	.	.	+	1	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
D_E (Epipactis palustris)																																							
Epipactis palustris	3	.	.	.	.	.	r	+	.	.	+	r	r	.	.	+	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex davalliana	3	.	1	1	.	.	.	.	r	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum latifolium	3	+	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Carex lepidocarpa	3	+	2	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Carex pulicaris	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
b Drepanocladus revolvens	3	+	3	2	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
b Campylium stellatum		.	2	.	+	2	1	+	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	1	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
D_Gesellschaft																																							
Carex lasiocarpa	3	+	2	1	+	.	1	2	+	1	3	+	2	+	1	1	.	2	.	+	.	2	.	1	.	.	.	.	2	.	.	r	1	+	.	1	+	1	
Carex rostrata		.	1	1	.	.	.	1	1	.	1	+	1	+	1	2	1	2	1	2	1	.	2	1	.	1	+	1	1	.	.	1	1	1	.	2	1	+	
Carex echinata		+	1	1	.	.	.	.	.	1	r	1	1	+	.	2	2	1	1	.	.	+	+	1	1	+	.	1	2	+	1	.	.	+	.	1	.	1	
Menyanthes trifoliata	3	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	1	1	1	+	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	r	.	+	+	.	+	.	.	1	.	1	
Carex nigra		+	.	1	.	.	+	1	.	1	3	+	1	+	.	1	.	.	.	.	.	1	.	+	.	2	1	1	.	+	+	1	.	.	.	.	.	1	
Equisetum fluviatile		1	.	1	1	+	.	.	.	1	.	+	+	+	.	+	1	1	+	.	.	+	+	.	.	.	.	+	+	.	+	+	1	+	+	.	r	.	
Peucedanum palustre		1	.	r	r	+	+	.	.	1	r	.	.	+	.	+	.	1	+	r	.	+	+	.	.	1	+	1	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	
Eriophorum angustifolium		.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	+	+	
Sphagnum warnstorffii	2	.	1	+	2	.	+	.	.	2	3	.	.	+	1	.	1	1	1	+	1	.	1	1	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2	.	3	.	
Carex chordorrhiza	2	2	1	1	2	1	.	+	.	.	1	2	+	+	2	2	2	2	+	.	.	1	.	2	.	+	.	+	2	.	.	r	.	+	.	+	1	+	
Sphagnum subsecundum	3	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	+	.	2	+	.	.	.	2	.	.	.	2	.	.	.	.	2	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	
Potentilla palustris		.	+	r	1	.	r	.	.	1	.	+	.	+	+	1	1	1	1	+	.	.	+	.	.	+	1	+	1	+	+	.	.	+	.	1	.	.	
Trichophorum alpinum	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Oxycocco-Sphagnetes																																							
Vaccinium oxycoccus	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	+	+	1	+	1	2	1	1	1	1	1	.	1	+	+	1	1	r	+	1	1	+	1	+	1	.	+	1	1
Sphagnum magellanicum	3	3	3	2	3	3	3	4	4	3	3	3	4	3	4	1	3	2	3	2	3	.	4	2	2	2	1	+	3	3	4	3	2	4	3	3	2	3	4
Andromeda polifolia	3	.	1	.	1	1	.	+	.	+	+	+	.	+	.	.	.	1	+	.	.	.	+	r	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+
Drosera rotundifolia	3	+	1	1	.	+	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	
Eriophorum vaginatum		+	2	.	.	1	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	r	1	.	.	.	+	+	+	+	.	.	1	1	+	.	+	.	r	.	2	.	
Polytrichum strictum	3	1	1	+	1	.	.	.	1	+	+	+	1	.	1	.	.	.	1	+	r	.	.	+	1	.	.	1	1	+	.	.	2	.	.	.	.	+	
Melampyrum pratense ssp. paludosum		+	.	+	.	+	.	+	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	
Sphagnum capillifolium		1	.	.	.	.	1	.	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	.	1	.	.	1	.	1	.	.	.	.	
Sphagnum rubellum		.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Vaccinio-Piceetea (s.l.)																																							
Calluna vulgaris		.	.	1	r	.	.	+	.	+	+	.	1	.	.	1	+	.	.	.	.	r	.	+	1	r	.	+	.	+	1	r	+	.	.	.	.	.	
Vaccinium myrtillus	2	1	1	.	3	2	.	r	1	+	1	.	2	1	2	2	+	+	+	+	.	+	1	+	1	1	.	1	+	1	2	1	.	1	.	.	+	.	
Vaccinium uliginosum		+	+	1	1	2	1	.	+	+	.	.	+	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	1	.	+	+	r	.	.	.	.	.	.	
Vaccinium vitis-idaea		+	1	.	2	1	.	.	1	1	+	+	+	1	1	1	1	+	.	.	+	.	.	+	.	1	.	.	1	+	+	+	r	.	+	r	.	.	
Pleurozium schreberi		+	1	1	.	+	1	.	1	1	+	1	1	1	2	.	1	+	1	1	.	.	1	1	.	1	+	+	+	+	1	1	.	.	+	.	+	+	1
Bazzania trilobata		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Sonstige																																							
Molinia caerulea	2	2	1	2	3	3	1	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2	3	3	r	.	1	3	2	4	3	3	1	1	4	3	3	3	2	.	2	2	2	
Sphagnum angustifolium	2	1	1	3	3	1	2	2	.	1	2	3	3	3	3	3	4	2	2	3	.	3	2	4	2	5	.	3	2	2	3	4	3	2	3	2	3	2	
Potentilla erecta	1	1	1	1	+	1	1	1	1	1	1	+	+	1	1	1	1	1	.	+	.	.	+	1	.	.	+	+	1	1	1	.	.	+	.	.	.	+	
Aulacomnium palustre	2	1	.	.	.	.	+	+	2	1	+	+	+	2	2	.	1	1	1	.	.	.	+	2	.	.	+	+	+	2	+	+	.	+	.	1	+	+	
Cirsium palustre		.	.	r	+	r	+	1	1	1	r	.	r	+	+	+	+	1	+	r	.	r	.	r	+	.	+	+	+	+	.	r	+	.	+	r	.	.	
Frangula alnus		.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	1	.	1	+	+	+	+	+	1	.	+	.	+	.	+	.	
Pinus rotundata		+	.	.	.	1	.	1	+	+	.	.	+	+	+	.	.	+	r	.	.	+	+	1	.	r	+	+	+	.	r	.	.	.	.	.	r	+	
Picea abies		.	.	+	.	r	.	1	+	r	+	+	r	.	+	.	.	.	+	r	.	r	.	.	+	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+	r	.	+	
Succisa pratensis		1	+	2	2	1	+	+	.	2	+	.	.	1	1	.	.	+	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	1	1	+	.	+	.	.	.	.	.	
Carex elata		.	.	2	.	.	2	1	2	+	.	1	2	.	.	1	.	+	1	+	.	.	2	.	.	.	1	.	1	.	+	.	+	.	1	2	.	.	
Carex dioica	2	+	.	+	1	+	.	.	.	.	r	.	1	+	.	+	+	.	+	+	.	.	r	.	.	.	.	.	1	r	+	.	+	.	+	.	.	.	
Hylocomium splendens		+	.	.	1	.	.	.	2	1	.	1	1	+	+	.	2	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	1	1	1	.	.	1	r	.	.	.	

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
Dryopteris carthusiana		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	+	+	r	.	r	.	+	2	2	.	r	.	.	r	.	+	+	+	r	.	
Agrostis canina		.	1	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	1	1	2	.	+	.	.	.	.	.	.	+	1	.	1	1	r	.	+	.	.	+	.		
Lysimachia thyrsiflora	3	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	+	+	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	+	r	+	.	.	1	+	1	1	r	
Dactylorhiza maculata agg.		.	.	1	1	r	r	.	.	+	.	r	+	+	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	+		
Epilobium palustre		.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	r	.	.	1	1	2	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.	.	.	.	.	+	+	1	+	.		
Salix aurita		.	r	+	+	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	1	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	r	+	+	.	.	.	.	.		
Bryum pseudotriquetrum		1	.	1	+	1	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	1	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	1	.	.		
Calliergon giganteum	3	2	.	1	1	1	1	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	2	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.		
Phragmites australis		.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	2	+	2	1	1	.		
Calliergon stramineum		.	1	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	+	.	+	.	.	r	r		
Cardamine pratensis		.	.	r	.	.	.	r	.	.	.	+	.	r	+	.	+	.	+	r	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.		
Betula pubescens		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	+	.	+	.	.	.	r	+	+	.	.	.	+	r		
Sorbus aucuparia		.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	r	r	
Carex panicea		.	1	1	.	.	1	+	.	+	.	.	1	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Salix repens		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.		
Polytrichum juniperinum		.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	2	.	1	.	.	.	.	+	.	.	1	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.		
Solidago virgaurea		.	.	.	.	.	r	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r		
Chiloscyphus pallescens		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Riccardia chamaedryfolia		.	+	.	.	+	.	r	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.		
Homalothecium nitens	2	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Carex flava		.	.	.	.	+	.	1	.	.	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	
Sphagnum centrale	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	1	.	.	.	.	+	2	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.		
Anthoxanthum odoratum		.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Eupatorium cannabinum		.	.	.	.	r	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	
Rhizomnium punctatum		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.		
Crepis paludosa		r	1	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Rhytidiadelphus squarrosus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	
Sphagnum contortum	2	+	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	3	.
Trichophorum cespitosum	3	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Sphagnum fallax		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	2		
Maianthemum bifolium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r		
Carex canescens		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.		
Epipactis helleborine agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r		
Rhytidiadelphus triquetrus		.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.		
Allium suaveolens	3	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.		
Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r		
Quercus robur		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.		
Drepanocladus vernicosus	2	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Poa pratensis		.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Carex limosa	2	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Polytrichum formosum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.		
Viola palustris		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.		
Dicranum bergeri	2	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+		
Agrostis tenuis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Juncus effusus		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r		
Alnus incana		.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.		
Paris quadrifolia		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.		
Climacium dendroides		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.		
Ajuga reptans		.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Dicranodontium denudatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.		
Carex elongata		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	.		
Fissidens adianthoides	3	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.		

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	
Scleropodium purum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus nemorosus		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium album ssp. album		.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex acutiformis		.	.	.	.	.	.	3	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Calamagrostis canescens		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	
Solanum dulcamara		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	
Plagiomnium undulatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	
Juniperus communis ssp. communis		.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ranunculus acris		.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Dactylorhiza traunsteineri	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Drepanocladus exannulatus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hieracium umbellatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus aria		.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygala chamaebuxus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Deschampsia cespitosa		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	
Thuidium delicatulum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Dicranum scoparium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	
Myosotis palustris agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	
Calamagrostis varia		.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum palustre		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
Rubus fruticosus agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	
Polygonatum verticillatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Ctenidium molluscum		.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Meesia triquetra	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Filipendula ulmaria		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Valeriana officinalis agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix spec.		.	.	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Festuca rubra agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium uliginosum		.	.	1	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Cinclidium stygium	2	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum teres	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

Sonstige (Nr:Dckg): Platanthera bifolia 1:+, Philonotis fontana 2:+, Pinguicula vulgaris 5:r, Cephaloziella divaricata 5:+, Alnus glutinosa 6:+, Parnassia palustris 7:+, Carex hostiana 7:+, Dicranum polysetum 8:+, Chaerophyllum hirsutum 9:+, Carex flacca 9:r, Lythrum salicaria 9:+, Cladopodiella fluitans 10:r, Lychnis flos-cuculi 11:+, Rumex acetosa 11:r, Betula humilis 12:r, Corallorhiza trifida 13:r, Hypericum tetrapterum 13:+, Epilobium angustifolium 13:+, Corylus avellana 13:r, Pyrola rotundifolia 16:r, Luzula pilosa 16:r, Geum rivale 16:+, Orthilia secunda 18:+, Brachythecium mildeanum 19:1, Iris sibirica 19:r, Cladium mariscus 20:2, Pedicularis palustris 20:r, Salix caprea 21:+ (S), Sanguisorba officinalis 21:+, Utricularia intermedia 22:2, Sphagnum squarrosum 22:1, Tofieldia calyculata 23:r, Swertia perennis 23:r, Leucobryum glaucum 24:+, Berberis vulgaris 24:r, Hypnum cupressiforme 24:+, Rhamnus catharticus 26:2 (S), Angelica sylvestris 26:r, Cirsium oleraceum 26:2, Stellaria uliginosa 26:1, Cardamine amara 26:r, Impatiens noli-tangere 26:r, Plagiothecium nemorale 26:2, Poa trivialis 26:2, Atrichum undulatum 28:2, Aneura pinguis 28:2, Anemone nemorosa 34:r, Thuidium tamariscinum 34:r, Crataegus monogyna agg. 35:r, Sphagnum cuspidatum 37:r, Polytrichum commune 37:2

Vegetationstabelle 8: Ausbildung mit *Epipactis palustris***Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft - Ausbildung mit *Epipactis palustris***

- 1 - 6 : Typische Variante, Typische Subvariante
 7 - 26 : Typische Variante, Subvariante mit *Calliergonella cuspidata*
 27 - 29 : Übergangstyp mit Molinion-Arten
 30 : Übergangstyp zur typischen Ausbildung

Nr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Nr_Orig	85	V1	32	V65	V8	V34	21	V52	V54	c	V79	19	22	84	27	83	26	V51	25	52	14	V38	13	64	V37	66	V35	V33	V36	46
Baumschicht - Höhe [m]	.	4	.	.	7	.	.	.	.	.	5	.	.	.	8	7	10	4	.	8	.	5	.	.	6	12	.	.	.	7
Strauchschicht - Höhe [m]	5	1	3	4	2	5	2	2	2	5	1	5	4	4	2	3	3	2	5	3	5	1	3	4	1	3	3	3	4	1
Baumschicht - Deckung [%]	.	40	.	.	50	.	.	.	.	.	30	.	.	.	10	40	60	50	.	40	.	20	.	.	50	40	.	.	.	40
Strauchschicht - Deckung [%]	40	5	30	40	2	60	30	40	40	15	5	40	40	50	40	30	30	5	60	20	30	30	30	50	10	5	70	35	30	20
Krautschicht - Deckung [%]	60	60	40	70	80	80	50	60	70	75	70	40	50	50	50	60	50	80	70	70	60	60	60	80	60	90	100	85	90	60
Mooschicht - Deckung [%]	50	95	70	80	80	1	70	80	40	90	50	80	50	50	30	50	80	60	40	50	30	50	50	30	50	60	1	5	5	50
Leitfähigkeit [µS] korr.	48	.	43	71	48	.	195	341	113	.	.	41	.	88	86	68	141	98	52	102	78	.	145	243	.	103	.	.	.	52
pH	5,6	.	5,1	5,7	5,7	.	6,4	6,4	6,1	.	.	5,7	.	5,8	5,9	5,8	6,2	6,2	5,8	6,0	6,0	.	6,0	6,3	.	6,1	.	.	.	5,7
Artenzahl	50	42	67	52	58	39	58	50	47	66	51	59	56	60	75	60	73	58	78	83	75	66	73	67	61	72	35	46	39	53
Ausbildung	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
Variante	t	t	t	t	t	t	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	m	m	m	t
Subvariante																														
Baum-/Strauchschicht	RLD																													
B Pinus rotundata	.	3	.	.	4	.	.	.	.	3	3	.	.	.	2	2	4	3	.	2	.	2	.	.	3	3	.	.	.	3
S Pinus rotundata	3	1	2	3	r	4	3	3	3	+	1	3	3	2	3	2	.	1	3	1	3	2	3	3	1	1	4	3	3	2
B Picea abies	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	+	+	.	.	.	.
S Picea abies	1	.	1	+	.	1	.	.	+	.	1	.	1	+	1	.	.	.	2	.	2	.	.	1	1	.	1	1	.	.
B Alnus glutinosa	.	.	.	.	r	.	.	.	.	2	.	.	.	.	2	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
S Alnus glutinosa	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	2	2	1	.	.	.	1	.	.	.	2	1	.	2	1	1	+
B Betula pubescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
S Betula pubescens	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	1	.	.	+	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Frangula alnus	2	.	1	+	r	1	.	.	.	1	.	1	+	1	1	1	2	2	1	2	.	.	+	1	.	+	1	.	.	.
S Juniperus communis ssp. communis	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	1
S Alnus incana	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1
S Salix aurita	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	1	+	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Berberis vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
S Salix cinerea	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S Salix purpurea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
D_E																														
Epipactis palustris	3	.	.	r	.	+	1	1	.	+	.	+	r	+	r	r	r	.	1	+	+	.	+	+	+	r	.	.	+	.
Carex pulicaris	2	.	.	+	1	+	1	1	+	1	.	+	1	.	.	+	2	.	+	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1
Carex davalliana	3	.	.	.	.	+	1	2	.	+	+	.	2	+	+	1	r	1	.	1	2	.	2	1	2	1	2	+	2	.
Tofieldia calyculata	3	+	+	r	1	r	+	+	1	1	+	.	.	.	.	r	.	.	+	.	r	+	+	+	.	.	.	1	+	.
Parnassia palustris	3	.	.	.	+	.	+	.	1	1	.	.	.	+	r	1	.	+	.	.	+	1	+	+	+	.	+	1	1	+
Eriophorum latifolium	3	1	1	+	.	.	.	1	.	+	r	1	.	.	.	.	+	.	+	+	+	1	+	+	1	.	+	1	1	.
Leontodon hispidus	.	+	.	.	1	.	+	2	1	+	.	r	.	.	.	+	.	+	+	1	1	1	+	1	.	+	.	+	+	.
Juncus alpino-articulatus	3	.	1	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	+	r	.	.	.	.	.	.	1	.	+	+	+	+	r	+	.
Carex flacca	.	.	r	.	.	+	.	r	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.	1	+	1
Primula farinosa	3	+	.	.	.	.	.	1	1	+	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	r	+	+	.	r	.	.	.	.
Briza media	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	+	1	+	+	+	.	+	.	.	.	.
Pinguicula vulgaris	3	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	+	r	.	r	.	.	.	.
Carex lepidocarpa	3	.	.	.	.	r	.	2	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	1	.	.	r	1
Allium suaveolens	3	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+
Schoenus ferrugineus	3	.	.	r	.	1	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1
Carex hostiana	2	.	.	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	1	.	+
Swertia perennis	2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	+	1	1	.	.	.
Linum catharticum	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	+	.	.	.	.	.	.
Aster bellidiastrium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	r	r	.	r	.	.	.
d_c																														
Calliergonella cuspidata	.	1	.	.	+	.	.	1	.	.	1	2	1	2	+	+	+	2	2	+	2	2	1	1	1	3	2	.	1	+
Valeriana dioica	.	.	.	+	1	+	.	+	+	+	2	1	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	+	.	.	+	.
Gentiana asclepiadea	3	+	.	r	.	r	r	.	+	1	.	.	+	1	+	1	1	2	+	1	1	1	1	1	+	+	.	.	+	.
Caltha palustris	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	+	1	.	.	+	1	1	1	1	+	.	+	+	1	r	.	.	r
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	+	+	+	.	+	r	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	.
Plagiomnium elatum	3	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	1	1	+	2	.	1	+	+	+	.	.	r	r	.
Equisetum palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	1	.	.	+	+	.	+	.	+	.
Polygonum bistorta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.
Lysimachia vulgaris	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crepis paludosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.
Ajuga reptans	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	+	1	.	.	.	.	.	.
d_b																														
Drepanocladus revolvens	3	.	2	1	.	.	.	3	2	2	2	+	.	2	+	+	.	2	.	1	1	1	+	3	2	.	1	.	1	+
Campylopus stellatum	.	2	+	+	.	.	.	1	1	1	2	1	.	2	.	+	+	+	.	+	1	1	+	1	+	.	1	.	1	.
d_mol																														
Laserpitium prutenicum	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sesleria albicans	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1
Erica herbacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r

Nr		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
Lotus corniculatus		.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Tetragonolobus maritimus	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.
Galium boreale		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhododendron hirsutum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Senecio erucifolius		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
D_Gesellschaft																																
Carex lasiocarpa	3	2	2	2	.	1	+	1	.	1	2	+	3	2	1	1	+	1	2	2	1	1	.	2	1	.	1	.	.	.	2	
Carex rostrata		1	.	.	+	+	.	2	+	+	1	+	+	2	1	1	+	1	+	+	1	1	.	1	1	.	1	1	.	.	+	+
Carex echinata		1	2	1	1	1	1	.	.	1	.	+	1	.	.	1	.	.	1	1	.	1	.	1	1	1	1	.	1	.	.	.
Equisetum fluviatile		.	.	.	.	1	.	r	1	.	+	+	.	+	.	+	.	1	1	+	+	1	+	+	r	+	+	1	.	.	.	+
Menyanthes trifoliata	3	.	.	.	+	+	.	.	1	+	.	+	.	+	.	1	.	+	.	2	.	1	1	+	1	+	.	.	r	.	1	
Carex nigra		1	.	.	+	1	.	+	.	+	.	.	+	.	.	2	.	+	1	1	.	1	.	1	1	1	1	.	.	.	.	+
Peucedanum palustre		.	.	+	.	+	r	+	.	.	1	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum warnstorffii	2	.	.	2	+	.	.	+	.	1	.	+	1	.	.	2	.	.	.	.	2	.	+	.	1	.	2	.	.	.	.	+
Eriophorum angustifolium		1	1	1	+	+	.	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Carex chordorhiza	2	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	1	.	2	r	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+
Trichophorum alpinum	3	.	.	+	2	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Potentilla palustris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Sphagnum subsecundum	3	+	.	2	1	.	.	.	.	r	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oxycocco-Sphagnetæa																																
Vaccinium oxycoccus	3	1	1	1	1	1	+	+	1	1	+	+	1	1	1	1	1	+	2	1	+	1	+	+	+	1	+	.	+	.	1	
Sphagnum magellanicum	3	2	3	4	4	3	.	2	4	3	3	3	3	2	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2	3	1	.	.	.	.	3
Drosera rotundifolia	3	+	1	+	1	+	r	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	r	.	.	.	.	+
Andromeda polifolia	3	+	+	1	+	+	+	+	.	+	.	.	+	.	+	+	+	r	1	+	.	+	+	+	+	+	r	.	r	.	.	+
Polytrichum strictum	3	1	+	1	.	1	.	.	+	1	+	+	2	1	1	.	.	.	1	.	1	+	1	+	1	.	+	.	.	.	.	1
Eriophorum vaginatum		.	1	1	1	+	.	.	.	1	.	2	+	1	.	1	.	r	1	+	.	r	.	r	.	r	.	.	.	.	.	+
Sphagnum capillifolium		.	.	.	2	2	.	+	.	1	1	.	.	1	+	1	.	.	1	.	+	1	2	1	1	1	1	.	.	.	.	.
Melampyrum pratense ssp. paludosum		.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	+	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Sphagnum rubellum		.	.	+	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinio-Piceetæa (s.l.)																																
Calluna vulgaris		1	1	1	1	1	.	+	1	1	.	r	2	+	+	.	1	+	1	1	+	1	+	1	1	+	+	.	+	.	1	
Vaccinium myrtillus	1	.	.	.	1	2	1	.	.	.	.	1	+	+	1	1	1	1	1	.	+	.	+	+	.	1	1	.	1	.	1	
Vaccinium uliginosum	2	1	+	.	.	+	+	+	.	.	1	+	1	1	+	+	1	1	+	1	+	.	r	r	.	r	.	.	r	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	1	+	r	+	r	.	.	+	1	.	+	+	+	1	1	+	1	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.
Pleurozium schreberi	1	1	.	+	1	+	.	.	1	1	.	1	1	.	1	1	.	+	1	+	+	1	+	+	1	1	+	.	1	.	.	.
Sonstige																																
Molinia caerulea	3	2	2	2	2	2	4	2	1	2	2	3	2	1	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	.	4	2	3	2
Potentilla erecta	1	1	1	1	1	1	+	+	1	1	+	1	+	+	.	1	+	1	1	2	+	1	1	1	1	+	1	1	1	.	+	1
Carex panicea	2	1	+	+	+	+	1	+	.	+	.	+	+	.	1	1	1	1	+	1	+	1	2	1	1	2	1	1	1	1	.	+
Aulacomnium palustre	1	2	1	1	2	.	.	+	2	+	+	+	.	1	+	1	+	.	2	1	1	1	+	+	1	+	1	.	.	.	.	1
Succisa pratensis	1	+	+	2	1	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	2	.	2	2	+	2	1	1	1	1	2	1	+	r	1	+	.
Cirsium palustre		.	+	+	+	r	r	+	+	r	.	.	+	+	.	r	1	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	.	r
Sphagnum angustifolium	2	2	.	2	3	.	.	2	.	.	.	2	3	+	2	1	2	3	2	3	1	1	.	2	1	1	3	.	.	.	.	2
Pinus rotundata		+	+	+	+	+	.	+	+	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	1	.	+	+	.	.	+
Frangula alnus	1	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	1	+	+	1	+	1	1	1	.	.	+	.	r	r	.	.	.	.	.	+
Bryum pseudotriquetrum		.	.	+	+	.	.	1	1	.	+	.	.	1	1	1	+	+	1	+	.	.	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.
Hylocomium splendens	1	.	.	.	.	+	1	+	.	.	.	1	+	+	.	.	.	+	+	+	+	1	+	.	1	.	.	.	.	.	.	+
Carex flava	1	.	.	+	1	.	2	.	.	1	.	1	.	.	+	1	.	+	.	1	+	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	+
Trichophorum cespitosum	3	2	2	1	2	r	+	.	2	2	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	2	.	2	.	.	.
Picea abies		.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	r	r	.	.	.	.	+	.	+	+	+	r	1	.	.	.	.	.	.	r
Salix aurita	1	r	2	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	1	1	.	1	r	.	1	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Salix repens		.	.	+	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	r	.	.	+	2	.	.	.	.	+	+	+	r	.	.	.	.	.
Dicranum bergeri	2	.	.	.	.	1	.	+	+	+	+	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens		+	r	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	r	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.	+
Galium uliginosum		.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	+	+	+	1	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Carex dioica	2	.	.	+	.	.	.	.	.	1	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	1
Anthoxanthum odoratum		+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	+	+	+	.	r	1	.	+	.	.	.	.	.
Calligon stramineum		+	1	.	.	1	.	.	.	.	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Homalothecium nitens	2	.	2	.	.	.	.	.	1	1	+	+	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.
Juniperus communis ssp. communis		.	.	.	+	r	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Eupatorium cannabinum		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	+	r	1	+	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus acris		+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	+	.	+	+	+	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex elata		.	.	r	.	+	.	.	.	.	+	.	.	2	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r
Agrostis canina	2	1	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia		+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	+	.	.	.	r	+	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Calligon giganteum	3	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	1	.	.	.	.	1	.	+	.	.	1	+	.	.	.	.	.
Maianthemum bifolium		.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Dactylorhiza maculata agg.		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	.	+	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum juniperinum	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata	2	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	r
Dactylorhiza trauststeineri	2	.	.	.	1	.	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis tenuis		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r
Galium album ssp. album		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	+	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Sphagnum fuscum	2	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2	.	.	+	.	.	.	.	.
Sphagnum contortum	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bazzania trilobata		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Sphagnum fallax		.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Solidago virgaurea		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Alnus glutinosa		.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																		

Nr		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Ranunculus nemorosus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	r	.	r	+	.
Cinclidium stygium	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	r	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.
Polygonum viviparum		.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	+	.	r	.	.	.	.
Phragmites australis		.	.	1	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scleropodium purum		.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Salix cinerea		.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calamagrostis varia		.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Phyteuma orbiculare	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunella vulgaris		.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	r	.
Veratrum album		.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r
Angelica sylvestris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+
Knautia dipsacifolia		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	r	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Daphne mezereum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora alba	3	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergon trifarium	2	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium palustre		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine pratensis		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Viola palustris		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera		.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.
Sorbus aria		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus vernicosus	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Lythrum salicaria		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Listera ovata		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	r	.	.	r	.	.	.	.
Carex paniculata		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Trifolium pratense		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	r	.	.	.
Cratoneuron filicinum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holcus lanatus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige (Nr:Dckg): Polytrichum formosum 1:1, Sanguisorba officinalis 1:1, Scheuchzeria palustris 2:+, Drepanocladus exannulatus 2:1, Sphagnum platyphyllum 2:1, Hypnum pratense 2:1, Pedicularis sylvatica 2:1, Riccia fluitans 3:+, Sphagnum flexuosum 3:2, Utricularia minor 3:r, Riccardia chamaedryfolia 4:+, Arnica montana 4:r, Polytrichum formosum 5:+, Listera cordata 5:+, Corallorhiza trifida 5:r, Salix myrsinifolia 6:r, Viburnum lantana 6:+, Melica nutans 6:+, Fissidens adianthoides 7:+, Taraxacum palustre agg. 7:r, Carex diandra 7:+, Polygala amarella 7:r, Cratoneuron decipiens 7:+, Poa pratensis 7:+, Sphagnum tenellum 7:+, Leucobryum glaucum 8:+, Polygala chamaebuxus 8:1, Polygala amarella 8:1, Thuidium delicatulum 10:+, Mentha aquatica 10:1, Rhizomnium punctatum 10:+, Carex limosa 10:+, Pedicularis palustris 10:+, Dicranella heteromalla 10:+, Philonotis calcarea 10:+, Saxifraga hirculus 10:+, Riccardia chamaedryfolia 11:+, Chiloscypus pallescens 11:+, Ranunculus flammula 11:+, Dryopteris carthusiana 11:r, Polytrichum commune 11:+, Hypnum cupressiforme 11:+, Cladonia spec. 12:r, Ranunculus auricomus agg. 12:+, Fissidens adianthoides 13:+, Alnus incana 13:+, Carex diandra 13:1, Philonotis fontana 13:1, Lycopodium europaeus 13:+, Drepanocladus exannulatus 14:1, Cephalanthera damasonium 14:r, Sphagnum subnitens 14:+, Pyrola rotundifolia 14:r, Cephalozia connivens 14:r, Leucobryum glaucum 15:+, Dicranum scoparium 15:+, Danthonia decumbens 15:+, Sorbus aria 15:+ (B), Thuidium delicatulum 16:+, Pyrola rotundifolia 16:+, Rubus fruticosus agg. 16:r, Thelypteris palustris 16:+, Fraxinus excelsior 16:+ (S), Epilobium angustifolium 16:+, Fraxinus excelsior 16:1, Rhamnus catharticus 16:+ (S), Dactylorhiza majalis 17:r, Lophocolea bidentata 17:+, Scorzonera humilis 17:r, Scheuchzeria palustris 19:+, Taraxacum palustre agg. 19:+, Cirsium rivulare 19:r, Lotus uliginosus 19:r, Dactylorhiza majalis 19:+, Lysimachia nemorum 19:+, Acer pseudoplatanus 19:r, Deschampsia cespitosa 20:r, Juncus effusus 20:r, Cephalanthera damasonium 20:+, Sphagnum subnitens 20:+, Lotus uliginosus 20:1, Mentha aquatica 20:r, Rhytidiadelphus triquetrus 20:1, Chaerophyllum hirsutum 20:+, Lysimachia thyrsiflora 20:+, Epipactis helleborine agg. 20:+, Filipendula ulmaria 20:r, Equisetum variegatum 20:r, Sanguisorba officinalis 21:+, Polygala chamaebuxus 21:+, Cirsium rivulare 21:r, Rhamnus catharticus 21:r, Climacium dendroides 21:1, Cirsium oleraceum 21:r, Mnium hornum 21:+, Sphagnum palustre 22:+, Pinguicula alpina 22:r, Ranunculus flammula 24:r, Cratoneuron decipiens 24:r, Hieracium lactucella 24:r, Chiloscypus pallescens 25:+, Riccia fluitans 25:r, Polygonatum verticillatum 25:+, Asplenium viride 25:r, Rhytidiadelphus squarrosus 26:+, Paris quadrifolia 26:r, Dicranum polysetum 26:+, Alnus incana 27:+, Viburnum opulus 27:r, Salix myrsinifolia 27:r, Rhamnus catharticus 27:+, Berberis vulgaris 27:r, Fissidens osmundoides 27:+, Deschampsia cespitosa 28:r,																															

1 - 17	: Variante mit <i>Vaccinium oxycoccus</i>	26	: Übergangstyp zur <i>Epipactis palustris</i> -Ausbildung
18 - 25	: Typische Variante		

147

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
E																											
Carex davalliana	3	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	r	.	r	+	.	.	1	1	+	.	.	.	1	.	1
Epipactis palustris	3	.	.	.	+	.	.	r	.	+	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Carex pulicaris	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	+
Carex lepidocarpa	3	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	+
Aster bellidiastrum		.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+
Swertia perennis	2	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
D_Gesellschaft																											
Carex lasiocarpa	3	r	.	1	.	+	+	1	+	1	.	r	r	+	+	+	.	.	1	.	r	.	.	.	.	+	+
Equisetum fluviatile		r	.	+	r	1	+	+	1	+	+	1	+	.	+	+	+	r	1	.	+	.	.	+	+	.	+
Sphagnum warnstorffii	2	.	1	2	.	r	1	+	.	1	.	.	2	.	2	.	.	.	1	+	.	2	2	+	.	2	2
Menyanthes trifoliata	3	1	+	1	.	2	r	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	2	1	.	.	r	.	1	+	1	1
Peucedanum palustre		+	.	+	+	+	+	+	.	1	.	.	+	+	.	+	.	r	1	+	.	.	.	r	.	.	.
Potentilla palustris		.	.	.	+	1	+	r	1	+	r	.	+	.	+	1	+	+	1	+	.	.	.	+	.	.	.
Carex echinata		.	+	1	.	1	1	1	2	.	1	.	.	1	.	+	.	1	.	1	.	.	.	1	.	.	1
Carex rostrata		.	+	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	+	1	2	2	1	.	.	.	r	.	.
Carex nigra		r	+	.	.	1	.	+	.	1	.	.	.	+	.	.	.	1	1	.	.	+	1	.	.	.	.
Carex chordorrhiza	2	r	.	.	+	.	.	+	2	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum subsecundum	3	.	.	1	+	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinio-Piceetea (s.l.)																											
Vaccinium myrtillus	2	2	.	1	1	2	1	1	+	3	1	1	+	1	+	1	1	1	1	1	+	+	+	1	+	.	1
Vaccinium vitis-idaea	1	+	.	1	+	1	.	.	.	2	.	+	1	+	+	r	+	+	.	+	r	r	+	.	.	.	.
Pleurozium schreberi	1	.	.	+	+	.	.	.	.	2	+	.	1	.	.	+	+	.	+	+	.	.	.	.	1	+	1
Bazzania trilobata		r	.	.	+	r	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	1	+	1	+	1	1	.	.	.	.
Calluna vulgaris		+	.	+	+	r	+	.	.	1	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+
Vaccinium uliginosum		+	1	+	+	+	.	.	.	1	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	r
Sonstige																											
Molinia caerulea	2	2	3	2	2	3	2	3	2	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	.	1	2	2	2
Potentilla erecta	1	1	1	+	+	1	1	1	1	+	1	.	+	1	1	1	+	+	+	+	+	+	1	.	1	+	+
Sphagnum angustifolium	2	3	1	2	1	3	3	2	3	.	.	.	2	1	1	2	+	2	+	1	.	1	2	3	1	.	1
Succisa pratensis	1	.	2	.	.	+	2	.	+	2	2	3	+	.	2	.	r	1	1	+	1	r	2	1	+	2	2
Cirsium palustre	r	+	+	+	+	.	+	r	+	+	+	.	+	.	+	+	+	r	+	.	.	.	.	r	1	r	r
Frangula alnus	2	1	+	+	.	1	+	.	+	1	.	+	1	.	1	+	.	1	.	r	+	1	.	.	.	.	.
Carex elata	.	.	1	.	2	.	2	2	2	1	.	.	.	+	+	.	1	.	+	+	2	4	1	2	3	2	+
Picea abies	r	+	+	+	.	.	.	+	.	+	.	.	+	1	+	+	r	.	+	r	.	r	+	r	.	.	.
Dactylorhiza maculata agg.	+	+	.	.	+	.	+	.	+	+	+	+	+	.	.	+	r	.	.	.	.	.	1	r	.	.	+
Hylocomium splendens	.	.	.	1	.	1	.	1	.	2	1	1	1	1	1	1	1	+	1	1	2	.	.	.	.	+	.
Agrostis canina	.	+	1	1	.	1	+	1	.	1	.	.	.	+	1	.	1	.	.	r	r	.	1	.	+	.	.
Sorbus aucuparia	r	r	.	.	.	+	+	.	+	r	.	.	.	r	.	r	.	r	.	r	r	r	.	r	+	.	.
Aulacomnium palustre	+	+	+	1	1	.	+	.	1	.	1	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+
Carex panicea	r	.	1	.	2	.	+	.	+	.	.	.	.	r	.	+	.	.	1	1	.	.	.	.	+	1	1
Campylopus stellatum	.	+	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	+
Solidago virgaurea	+	.	+	.	.	.	r	.	+	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
Bryum pseudotriquetrum	.	.	+	3	.	.	.	.	+	.	+	.	.	1	+	2	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Pinus rotundata	.	.	1	.	r	.	.	r	+	.	1	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Thuidium delicatulum	r	.	+	.	.	1	.	.	+	+	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.
Juncus effusus	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	r	r	.	.	+	r	.	.
Polytrichum formosum	.	.	.	.	+	1	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	+	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Dicranum scoparium	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	r	+	.	+	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	r	.	.	.	r	r	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	r	r	.	.	.	.
Rhytidadelphus squarrosus	.	.	.	.	1	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	+
Polytrichum juniperinum	+	.	.	.	+	+	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Salix aurita	.	+	+	.	r	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix repens	+	.	+	.	r	.	.	.	+	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex flava	.	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.
Ranunculus acris	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	r	.	2
Fissidens adianthoides	3	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	2	.	.	.	+	.	.	.	+	.
Sphagnum centrale	3	.	.	2	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	+	.	.	.	.	.
Betula pubescens	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	r	+	r	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia thyrsiflora	3	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	r	.	.	.	.	.
Myosotis palustris agg.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+
Rubus saxatilis	.	.	.	.	.	r	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum contortum	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Epilobium palustre	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scleropodium purum	.	.	.	.	.	1	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Sorbus aria	.	.	.	.	r	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Lophocolea bidentata	.	.	.	.	r	+	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phragmites australis	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Eupatorium cannabinum	.	.	.	.	r	+	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba officinalis	.	.	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Carex dioica	2	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis tenuis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+
Cardamine pratensis	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Dactylorhiza incarnata ssp. incarn	2	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.
Viola palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Alnus glutinosa	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Riccardia chamaedryfolia	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Anemone nemorosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	+	.	.	.

Nr	RLD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Epipactis helleborine agg.		.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Paris quadrifolia		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	1	r
Sphagnum palustre		.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Cephalanthera damasonium		.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Dicranum polysetum		+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Atrichum undulatum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Fraxinus excelsior		.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Luzula pilosa		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Calypogeia azurea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Brachypodium sylvaticum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Senecio fuchsii		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.
Primula elatior		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.

Sonstige (Nr:Dckg): Maianthemum bifolium 1:r, Ranunculus nemorosus 1:r, Galium album ssp. album 1:r, Carex umbrosa 1:r, Hieracium umbellatum 1:+, Leontodon hispidus 1:r, Calliergon stramineum 1:r, Stellaria nemorum 1:r, Carex canescens 2:+, Sphagnum platyphyllum 2:+, Drepanocladus exannulatus 2:1, Salix cinerea 2:r, Eriophorum angustifolium 3:+, Drepanocladus revolvens 3:1, Taraxacum palustre agg. 3:+, Trichophorum alpinum 3:+, Rhynchospora alba 3:+, Platanthera bifolia 3:+, Sphagnum fuscum 3:+, Pyrola rotundifolia 3:+, Erica herbacea 3:+, Luzula multiflora 3:+, Fagus sylvatica 4:r, Geum rivale 4:1, Anthoxanthum odoratum 5:+, Ranunculus nemorosus 5:r, Eriophorum latifolium 5:+, Ctenidium molluscum 5:r, Calliergon giganteum 6:+, Alnus incana 6:+, Thelypteris palustris 6:+, Lychnis flos-cuculi 8:r, Calamagrostis epigejos 8:1, Festuca gigantea 8:+, Drepanocladus revolvens 9:1, Taraxacum palustre agg. 9:+, Cirsium oleraceum 9:r, Polygala chamaebuxus 9:+, Sphagnum fallax 11:2, Viola reichenbachiana 11:r, Cirsium rivulare 12:+, Sphagnum teres 13:1, Carex canescens 13:1, Rubus fruticosus agg. 13:r, Mercurialis perennis 13:r, Fagus sylvatica 13:r, Carex acutiformis 13:1, Viburnum opulus 14:1, Lychnis flos-cuculi 14:r, Calamagrostis epigejos 14:+, Sphagnum squarrosum 14:+, Festuca gigantea 14:+, Valeriana officinalis agg. 14:+, Lepidozia reptans 14:+, Alnus incana 15:1, Ranunculus flammula 15:r, Mentha arvensis 15:r, Hypericum tetrapterum 15:r, Glyceria fluitans 15:r, Calliergon giganteum 16:2, Agrostis stolonifera 16:1, Viburnum lantana 16:+, Campylium calcareum 16:1, Plagiochila asplenioides 16:+, Listera cordata 17:r, Dicranella heteromalla 17:r, Athyrium filix-femina 17:r, Carex brizoides 17:1, Dryopteris dilatata 17:r, Riccardia multifida 17:r, Fragaria vesca 17:r, Oxalis acetosella 17:r, Thelypteris phegopteris 17:r, Sphagnum subnitens 18:1, Ranunculus flammula 18:+, Carex diandra 18:+, Juniperus communis ssp. communis 19:r, Lythrum salicaria 19:r, Danthonia decumbens 19:r, Sphagnum subnitens 20:1, Mercurialis perennis 20:r, Mentha arvensis 20:r, Rubus fruticosus agg. 21:r, Thelypteris palustris 21:1, Sphagnum squarrosum 21:2, Leucobryum glaucum 21:r, Calamagrostis varia 21:r, Maianthemum bifolium 22:r, Viburnum opulus 22:2, Polygonatum verticillatum 22:r, Cirsium oleraceum 22:r, Thuidium tamariscinum 22:+, Hookeria lucens 22:r, Polygonatum multiflorum 23:r, Rhamnus catharticus 24:r (S), Anthoxanthum odoratum 24:r, Polygonatum verticillatum 24:r, Carex umbrosa 24:+, Carex flacca 24:r, Listera ovata 24:1, Cardamine amara 24:r, Ptilium crista-castrensis 24:+, Carex sylvatica 24:r, Prunus padus 25:1, (S) Salix myrsinifolia 25:+, (S) Sphagnum teres 25:3, Galium album ssp. album 25:+, Dicranum bergeri 25:1, Betula humilis 25:1, Filipendula ulmaria 25:+, Pleurospermum austriacum 25:+, Eriophorum angustifolium 26:+, Carex hostiana 26:+, Trichophorum cespitosum 26:+, Galium uliginosum 26:+, Polygonum viviparum 26:r, Poa pratensis 26:r, Phyteuma orbiculare 26:+, Prunella vulgaris 26:+, Calycocorsus stipitatus 26:+, Carex pallescens 26:+, Sanionia uncinata 26:1

Tabelle 15: Farn- und Blütenpflanzen der minerotropen Bergkiefernmoore

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
Aceraceae	Acer pseudoplatanus - Bergahorn		9	5,0%	0,1	subatl-smed-(pralp)-
Apiaceae	Angelica sylvestris - Wald-Engelwurz		11	6,1%	4,1	no-eurassubozean-
	Chaerophyllum hirsutum - Behaarter Kälberkropf		7	3,9%	2,6	pralp-
	Laserpitium prutenicum - Preußisches Laserkraut	2	3	1,7%	0,7	gemäßkont(smed)
	Peucedanum palustre - Sumpf-Haarstrang		74	40,9%	1,4	no-euras
	Pleurospermum austriacum - Rippensame		1	0,6%	1,0	opralp(gemäßkont)
Aspleniaceae	Asplenium viride - Grüner Streifenfarn		1	0,6%	0,1	no-pralp, circ
Asteraceae	Arnica montana - Arnika, Berg-Wohlverleih	3	3	1,7%	0,4	pralp-nosubozean
	Aster bellidifolius - Alpenmaßliebchen		12	6,6%	0,5	alp-pralp
	Calycocorsus stipitatus - Kronenlattich		1	0,6%	1,0	(alp-)pralp
	Cirsium oleraceum - Kohldistel		4	2,2%	0,3	euras-(kont)
	Cirsium palustre - Sumpf-Kratzdistel		95	52,5%	0,9	no-euras-(subozean)-
	Cirsium rivulare - Bach-Kratzdistel		4	2,2%	0,3	opralp-gemäßkont
	Crepis paludosa - Sumpf-Pippau		31	17,1%	2,4	no-eurassubozean-
	Eupatorium cannabinum - Wasserdost		18	9,9%	1,0	eurassubozean-smed-
	Hieracium lactucella - Geöhrttes Habichtskraut	3	1	0,6%	0,1	eurassubozean
	Hieracium umbellatum - Doldiges Habichtskraut		15	8,3%	0,5	no-euras
	Leontodon hispidus - Rauher Löwenzahn		22	12,2%	2,8	-
	Scorzonera humilis - Niedrige Schwarzwurzel	3+	1	0,6%	0,1	gemäßkont-smed
	Senecio erucifolius - Raukenblättriges Greiskraut		1	0,6%	0,1	euras(kont)-smed
	Senecio fuchsii - Fuchs' Greiskraut		3	1,7%	0,7	subatl-smed-(pralp)-
	Serratula tinctoria - Färberscharte	3-	1	0,6%	1,0	euras-smed(-med)
	Solidago virgaurea - Gewöhnliche Goldrute		32	17,7%	1,0	-
	Taraxacum palustre agg. - Artengruppe Sumpf-Löwenzahn	2	7	3,9%	0,7	euras(subozean)-med
Athyriaceae	Athyrium filix-femina - Wald-Frauenfarn		1	0,6%	0,1	no-eurassubozean-circ
	Dryopteris carthusiana - Gewöhnlicher Dornfarn		23	12,7%	1,8	euras-(subozean)
	Dryopteris dilatata - Breitblättriger Dornfarn		1	0,6%	0,1	no-eurassubozean
Balsaminaceae	Impatiens noli-tangere - Rühr-mich-nicht-an		1	0,6%	0,1	eurassubozean
Berberidiaceae	Berberis vulgaris - Berberitze, Sauerdorn		8	4,4%	1,5	o-smed-gemäßkont-
Betulaceae	Betula humilis - Strauchbirke	2	9	5,0%	4,3	no
	Betula nana - Zwergbirke	2!	1	0,6%	5,0	arkt-no
	Betula pubescens - Moorbirke		126	69,6%	5,9	no-(subozean)
	Alnus glutinosa - Schwarzerle		78	43,1%	10,4	eurassubozean-smed-
	Alnus incana - Grauerle		26	14,4%	10,4	no-(kont)-pralp-
Boraginaceae	Myosotis palustris agg. - Artengruppe Sumpf-Vergißmeinnicht		10	5,5%	1,5	no-eurassubozean
Brassicaceae	Cardamine amara - Bitteres Schaumkraut		2	1,1%	0,1	(no)-eurassubozean-
	Cardamine pratensis - Wiesen-Schaumkraut		24	13,3%	0,6	no-euras-circ-
Callitricheae	Callitriche palustris agg. - Artengruppe Sumpf-Wasserstern		1	0,6%	1,0	-
Campanulaceae	Phyteuma orbiculare - Kugel-Teufelskralle	3	5	2,8%	0,8	pralp-
Caprifoliaceae	Lonicera caerulea - Blaue Heckenkirsche		9	5,0%	4,9	nokont-pralp, circ
	Viburnum lantana - Wolliger Schneeball		2	1,1%	1,0	smed-
	Viburnum opulus - Gewöhnlicher Schneeball		5	2,8%	3,6	euras-(subozean)
Caryophyllaceae	Lychnis flos-cuculi - Kuckucks-Lichtnelke		4	2,2%	0,3	eurassubozean
	Stellaria nemorum - Wald-Stermmiere		1	0,6%	0,1	no-(subozean)-pralp-
	Stellaria uliginosa - Quell-Stermmiere		2	1,1%	3,0	eurassubozean-circ-
Corylaceae	Corylus avellana - Haselnuß		1	0,6%	0,1	subatl-(smed)
Cupressaceae	Juniperus communis ssp. communis - Gewöhnlicher Wacholder		37	20,4%	1,3	no-euras(-med)
Cyperaceae	Carex acutiformis - Sumpf-Segge		4	2,2%	11,3	eurassubozean-smed-
	Carex appropinquata - Wunder-Segge	2-	19	10,5%	7,2	no-euras
	Carex brizoides - Seegras, Zittergras-Segge		1	0,6%	5,0	gemäßkont-
	Carex canescens - Grau-Segge		9	5,0%	2,0	(arkt)-no-euras-circ
	Carex chordorrhiza - Fadenwurzel-Segge, Strickwurzel-Segge	2	74	40,9%	6,5	arkt-no(kont), circ
	Carex davalliana - Davalls Segge	3+	41	22,7%	5,1	pralp(-no)
	Carex diandra - Draht-Segge	2	5	2,8%	2,6	no-euras-circ
	Carex dioica - Zweihäusige Segge	2	49	27,1%	1,7	arkt-no, circ
	Carex echinata - Stern-Segge		113	62,4%	4,8	no-euras-(subozean)-circ
	Carex elata - Steifsegge		56	30,9%	8,2	subatl-(smed)
	Carex elongata - Walzen-Segge		8	4,4%	1,9	euras
	Carex flacca - Blaugrüne Segge		14	7,7%	1,3	eurassubozean-smed-
	Carex flava - Gelb-Segge		39	21,5%	2,9	-
	Carex hostiana - Saum-Segge	2-	8	4,4%	3,8	subatl-(smed)
	Carex lasiocarpa - Faden-Segge	3+	143	79,0%	8,0	no, circ
	Carex lepidocarpa - Schuppen-Segge	3	25	13,8%	3,8	(no-)subatl
	Carex limosa - Schlamm-Segge	2-	46	25,4%	3,8	(arkt-)no, circ

RLD: Rote Liste der BRD (LUDWIG et al. 1996) - **n:** Nachweise - **Freq:** Stetigkeit (181 Vegetationsaufnahmen) - **Deckg:** mittl. Deckung der Art - **Geoelement** nach OBERDORFER (1994), DÜLL & MEINUNGER (1989) u. DÜLL (1994, 1994a), z.T. verändert

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
	Carex nigra - Braunsegge		86	47,5%	3,9	no(subocean)
	Carex pallescens - Bleiche Segge		1	0,6%	1,0	no-euras(subocean)-circ
	Carex panicea - Hirschen-Segge		69	38,1%	4,2	(no)-eurassubozean-smed
	Carex paniculata - Rispen-Segge		4	2,2%	4,3	euras-(subocean)
	Carex pauciflora - Wenigblütige Segge	3+	5	2,8%	3,4	arkt-nosubozean, circ
	Carex pulicaris - Floh-Segge	2-	42	23,2%	4,1	nosubozean
	Carex remota - Winkel-Segge		6	3,3%	2,2	subatl-smed
	Carex rostrata - Schnabel-Segge		115	63,5%	5,6	arkt-no
	Carex sylvatica - Wald-Segge		1	0,6%	0,1	subatl-(smed)
	Carex umbrosa - Schatten-Segge		2	1,1%	0,6	gemäßkont-
	Cladium mariscus - Schneidried	3+	2	1,1%	15,0	med-smed-subatl
	Eriophorum angustifolium - Schmalblättriges Wollgras		78	43,1%	3,6	arkt-no, circ
	Eriophorum gracile - Schlankes Wollgras	1!	1	0,6%	5,0	no(kont)
	Eriophorum latifolium - Breitblättriges Wollgras	3+	37	20,4%	2,1	no-euras(subocean)
	Eriophorum vaginatum - Scheiden-Wollgras		110	60,8%	5,5	arkt-no, circ
	Rhynchospora alba - Weiße Schnabelbinse	3	47	26,0%	3,2	nosubozean, circ
	Schoenus ferrugineus - Rostrottes Kopfriet	3	12	6,6%	3,0	pralp(-no)
	Trichophorum alpinum - Alpen-Wollgras	3+	50	27,6%	4,7	no
	Trichophorum cespitosum - Rasenbinse	3	72	39,8%	10,3	arkt-no(pralp), circ
Dipsacaceae	Knautia dipsacifolia - Wald-Witwenblume		9	5,0%	5,3	pralp-
	Succisa pratensis - Gewöhnlicher Teufelsabbiss		102	56,4%	4,6	eurassubozean-smed-
Droseraceae	Drosera anglica - Langblättriger Sonnentau	2	4	2,2%	0,3	no-euras(circ)
	Drosera intermedia - Mittlerer Sonnentau	3	8	4,4%	1,2	(no)-subatl.
	Drosera rotundifolia - Rundblättriger Sonnentau	3	126	69,6%	1,9	no-euras, circ
Equisetaceae	Equisetum fluviatile - Teich-Schachtelhalm		94	51,9%	1,8	no-euras(subocean)
	Equisetum palustre - Sumpf-Schachtelhalm		26	14,4%	2,0	no-euras-circ-
	Equisetum variegatum - Bunter Schachtelhalm	2-	1	0,6%	0,1	no-pralp, circ
Ericaceae	Andromeda polifolia - Rosmarinheide	3	137	75,7%	2,4	no(kont), circ
	Calluna vulgaris - Besenheide, Heidekraut		124	68,5%	2,9	no-eurassubozean-
	Erica herbacea - Schneeheide		3	1,7%	3,7	opralp
	Rhododendron hirsutum - Bewimperte Alpenrose		1	0,6%	0,1	oalp
	Vaccinium myrtillus - Heidelbeere		136	75,1%	4,8	(arkt)-no-(euras)-(subocean)
	Vaccinium oxycoccus - Gewöhnliche Moosbeere	3	171	94,5%	4,3	no, circ
	Vaccinium uliginosum - Moorbeere, Rauschbeere		98	54,1%	3,1	arkt-no-alp-circ
	Vaccinium vitis-idaea - Preiselbeere		98	54,1%	2,4	(arkt)-no-euras-(kont)
Euphorbiaceae	Mercurialis perennis - Wald-Bingelkraut		2	1,1%	0,1	subatl-smed
Fabaceae	Lathyrus pratensis - Wiesen-Platterbse		2	1,1%	0,6	euras-(subocean)-smed-
	Lotus corniculatus - Gewöhnlicher Hornklee		2	1,1%	1,0	eurassubozean-smed-
	Lotus uliginosus - Sumpf-Hornklee		3	1,7%	1,7	subatl(-wsmed)
	Tetragonolobus maritimus - Spargelbohne	3	2	1,1%	3,0	smed-(gem.kont)
	Trifolium pratense - Wiesenklee		3	1,7%	0,1	eurassubozean-(smed)-
Fagaceae	Quercus robur - Stieleiche		5	2,8%	0,1	eurassubozean-smed-
	Fagus sylvatica - Rotbuche		2	1,1%	0,1	euras-(subocean)
Gentianaceae	Gentiana asclepiadea - Schwalbenwurz-Enzian	3	59	32,6%	2,6	opralp
	Menyanthes trifoliata - Fieberklee	3	102	56,4%	4,3	arkt-no, circ
	Swertia perennis - Sumpfenzian, Tarant	2-	11	6,1%	3,8	(no)-pralp(altaisch)
Hypericaceae	Hypericum tetrapetrum - Geflügeltes Johanniskraut		2	1,1%	0,6	subatl-smed
Iridaceae	Iris sibirica - Sibirische Schwertlilie	3+	1	0,6%	0,1	euras(kont)
Juncaceae	Juncus alpino-articulatus - Alpen-Binse	3	16	8,8%	1,3	no-euras, circ
	Juncus conglomeratus - Knäuel-Binse		1	0,6%	5,0	euras(subocean)
	Juncus effusus - Flatter-Binse		23	12,7%	0,4	euras-(subocean)-circ-
	Juncus stygius - Moor-Binse	1!!	1	0,6%	1,0	(arkt)nokont, circ
	Luzula multiflora - Vielblütige Hainsimse		2	1,1%	3,0	no-euras -(subocean)-circ
	Luzula pilosa - Behaarte Hainsimse		4	2,2%	0,1	no-eurassubozean-
Lamiaceae	Ajuga reptans - Kriechender Günsel		19	10,5%	4,8	subatl-smed
	Lycopus europaeus - Ufer-Wolfstrapp		1	0,6%	1,0	euras-smed
	Mentha aquatica - Wasser-Minze		2	1,1%	2,6	euras-smed-(med)-
	Mentha arvensis - Acker-Minze		2	1,1%	0,1	no-eurassubozean-
	Prunella vulgaris - Kleine Braunelle		5	2,8%	1,4	no-euras
Lentibulariaceae	Pinguicula alpina - Alpen-Fettkraut	3	1	0,6%	0,1	alp(-altaisch)-arkt
	Pinguicula vulgaris - Gewöhnliches Fettkraut	3+	19	10,5%	0,6	(arkt)-nosuboz-pralp
	Utricularia intermedia - Mittlerer Wasserschlauch	2	15	8,3%	1,7	no-euras(subocean)
	Utricularia minor - Kleiner Wasserschlauch	2-	3	1,7%	0,7	(no)-eurassubozean
	Utricularia ochroleuca - Bläugelber Wasserschlauch	2	2	1,1%	0,6	no-subatl
Liliaceae	Allium schoenoprasum - Schnittlauch		1	0,6%	0,1	euras(kont)
	Allium suaveolens - Wohlriechender Lauch	3	13	7,2%	1,4	opralp
	Maianthemum bifolium - Schattenblümchen		24	13,3%	0,8	no-euras-(kont)-circ

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
	Paris quadrifolia - Einbeere		8	4,4%	0,8	euras-(subocean)-no-
	Polygonatum multiflorum - Vielblütige Weißwurz		1	0,6%	0,1	eurassubozean-(smed)-
	Polygonatum verticillatum - Quirlblättrige Weißwurz		5	2,8%	0,3	pralp-(no)-(subatl)-
	Tofieldia calyculata - Kelch-Simsenlilie	3+	38	21,0%	1,7	pralp-(no)
	Veratrum album - Weißer Germer		31	17,1%	1,6	pralp-euraskont-
Linaceae	Linum catharticum - Purgier-Lein, Wiesen-Lein		7	3,9%	0,9	eurassubozean-smed-
Lycopodiaceae	Lycopodiella inundata - Sumpf-Bärlapp	3+	1	0,6%	0,1	no-subatl, circ
	Lycopodium annotinum - Sprossender Bärlapp		1	0,6%	5,0	no-(subocean)-pralp-circ
Lythraceae	Lythrum salicaria - Blut-Weiderich		5	2,8%	0,5	eurassubozean-circ-austral
Oleaceae	Fraxinus excelsior - Gewöhnliche Esche		4	2,2%	1,6	subatl-smed
Onagraceae	Epilobium angustifolium - Schmalblättriges Weidenröschen		2	1,1%	1,0	no-euras-(subocean)-circ
	Epilobium palustre - Sumpf-Weidenröschen		26	14,4%	1,4	no(-euras)
Orchidaceae	Cephalanthera damasonium - Weißes Waldvögelein		6	3,3%	1,4	smed-subatl
	Corallorhiza trifida - Korallenwurz	3+	3	1,7%	0,1	no(kont), circ
	Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata - Fleischrotes Knabenkraut	2	24	13,3%	0,6	no-euras
	Dactylorhiza maculata agg. - Artengruppe Geflecktes Knabenkraut		52	28,7%	0,9	euras
	Dactylorhiza majalis - Breitblättriges Knabenkraut	3	2	1,1%	0,6	eurassubozean
	Dactylorhiza traunsteineri - Traunsteiner's Knabenkraut	2	28	15,5%	1,3	no-pralp
	Epipactis palustris - Sumpf-Stendelwurz	3+	42	23,2%	1,1	euras(subocean)(smed)
	Hammarbya paludosa - Weichstendel	2	4	2,2%	0,1	no(circ)
	Listera cordata - Herz-Zweiblatt	3+	4	2,2%	0,3	nosubozean-pralp, circ
	Listera ovata - Großes Zweiblatt		4	2,2%	2,6	euras-(subocean)-smed-
	Platanthera bifolia - Weiße Waldhyazinthe	3-	15	8,3%	0,7	no-eurassubozean
	Epipactis helleborine agg. - Artengruppe Breitblättrige Stendelwurz		9	5,0%	0,9	euras(subocean), smed
Oxalidaceae	Oxalis acetosella - Wald-Sauerklee		1	0,6%	0,1	no-euras-circ-
Parnassiaceae	Parnassia palustris - Sumpf-Herzblatt	3+	37	20,4%	2,0	no-euras, circ
Pinaceae	Picea abies - Fichte		145	80,1%	9,0	no-kont-(pralp)-
	Pinus mugo - Latsche, Legföhre		5	2,8%	49,8	opralp
	Pinus rotundata - Moor-Bergkiefer		180	99,4%	41,8	pralp-
	Pinus sylvestris - Wald-Kiefer, Föhre		1	0,6%	5,0	no-euraskont-(smed)
Poaceae	Agrostis canina - Sumpf-Straußgras		55	30,4%	3,0	-
	Agrostis stolonifera - Weißes Straußgras		10	5,5%	1,5	no-euras-(smed)-
	Agrostis tenuis - Rotes Straußgras		24	13,3%	1,3	no-eurassubozean-
	Anthoxanthum odoratum - Gewöhnliches Ruchgras		22	12,2%	1,0	no-eurassubozean-
	Brachypodium sylvaticum - Waldzwenke		3	1,7%	0,7	euras-(subocean)-smed-
	Briza media - Zittergras		11	6,1%	1,6	eurassubozean-(smed)-
	Calamagrostis canescens - Sumpf-Reitgras		3	1,7%	2,3	no-euras(kont)
	Calamagrostis epigejos - Land-Reitgras		3	1,7%	2,0	no-euras
	Calamagrostis varia - Buntes Reitgras		8	4,4%	1,7	pralp-
	Danthonia decumbens - Dreizahn		4	2,2%	0,6	subatl-(smed)
	Deschampsia cespitosa - Gewöhnliche Rasenschmiege		10	5,5%	0,5	no-euras-circ-
	Festuca gigantea - Riesen-Schwingel		2	1,1%	1,0	euras-(subocean)
	Festuca rubra agg. - Artengruppe Rotschwingel		2	1,1%	1,0	no-euras
	Glyceria fluitans - Flutendes Süßgras		1	0,6%	0,1	eurassubozean
	Holcus lanatus - Wolliges Honiggras		3	1,7%	0,4	subatl-smed
	Melica nutans - Nickendes Perlgras		1	0,6%	1,0	no-euras-(kont)-
	Molinia caerulea - Blaues Pfeifengras		175	96,7%	18,1	no-eurassubozean-
	Nardus stricta - Borstgras		3	1,7%	0,4	no-subocean-pralp-
	Phragmites australis - Schilf, Schilfrohr		36	19,9%	6,5	-
	Poa pratensis - Wiesen-Rispengras		7	3,9%	0,4	euras-(kont)-(smed)-
	Poa trivialis - Gewöhnliches Rispengras		1	0,6%	1,0	no-eurassubozean
	Sesleria albicans - Kalk-Blaugras		4	2,2%	4,0	alp-pralp(-subatl)
Polygalaceae	Polygala amarella - Sumpf-Kreuzblume		4	2,2%	1,3	gemäßkont-smed
	Polygala chamaebuxus - Buchsblättrige Kreuzblume		7	3,9%	6,0	opralp (urspr.: swmed)
Polygonaceae	Polygonum bistorta - Schlangen-Knöterich		40	22,1%	2,8	no--euras(circ)
	Polygonum viviparum - Knöllchen-Knöterich		7	3,9%	0,9	arkt-alp(altaisch), circ
	Rumex acetosa - Wiesen-Sauerampfer		1	0,6%	0,1	no-euras-circ-
Polypodiaceae	Thelypteris palustris - Sumpf-Lappenfarn	3	4	2,2%	1,8	euras(kont)
	Thelypteris phegopteris - Buchenfarn		1	0,6%	0,1	no-(subocean)-circ-
Primulaceae	Lysimachia nemorum - Hain-Gilbweiderich		8	4,4%	2,7	subatl-(smed)
	Lysimachia thyrsiflora - Straußblütiger Gilbweiderich	3	27	14,9%	1,9	arkt-no, circ
	Lysimachia vulgaris - Gewöhnlicher Gilbweiderich		26	14,4%	2,7	(no)-euras-smed-
	Primula elatior - Hohe Schlüsselblume		3	1,7%	0,7	subatl-smed
	Primula farinosa - Mehlprimel	3+	17	9,4%	1,3	(arkt)no-pralp(alt)
Pyrolaceae	Pyrola rotundifolia - Rundblättriges Wintergrün	3+	4	2,2%	0,6	no-euras(kont)
	Orthilia secunda - Nickendes Wintergrün		1	0,6%	1,0	no-euraskont
Ranunculaceae	Anemone nemorosa - Buschwindröschen		10	5,5%	0,4	eurassubozean-subatl-

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
	<i>Caltha palustris</i> - Sumpfdotterblume		67	37,0%	3,4	(arkt)-no-euras-circ
	<i>Ranunculus acris</i> - Scharfer Hahnenfuß		18	9,9%	0,7	no-eurassubozean
	<i>Ranunculus auricomus</i> agg. - Gold-Hahnenfuß		1	0,6%	1,0	eurassubozean
	<i>Ranunculus flammula</i> - Brennender Hahnenfuß		4	2,2%	0,6	eurassubozean(-smed)
	<i>Ranunculus nemorosus</i> - Wald-Hahnenfuß		11	6,1%	0,4	smed-pralp (mitteleur)
	<i>Ranunculus repens</i> - Kriechender Hahnenfuß		1	0,6%	0,1	no-euras(-smed), weltweit
Rhamnaceae	<i>Frangula alnus</i> - Faulbaum		159	87,8%	6,6	no-eurassubozean-
	<i>Rhamnus catharticus</i> - Echter Kreuzdorn		6	3,3%	0,7	euras-smed
Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i> agg. - Sumpf-Weidenröschen		1	0,6%	0,1	
	<i>Filipendula ulmaria</i> - Großes Mädesüß		4	2,2%	0,6	no-euras
	<i>Fragaria vesca</i> - Wald-Erdbeere		1	0,6%	0,1	no-euras(-subozean)-
	<i>Geum rivale</i> - Bach-Nelkenwurz		2	1,1%	3,0	no-eurassubozean-circ
	<i>Potentilla erecta</i> - Blutwurz, Tormentill		151	83,4%	3,3	no-eurassubozean-
	<i>Potentilla palustris</i> - Sumpfblutauge		63	34,8%	2,1	(arkt)-no
	<i>Prunus padus</i> - Traubenkirsche		1	0,6%	5,0	no-euras(-kont)-
	<i>Rubus fruticosus</i> agg. - Artengruppe Echte Brombeere		5	2,8%	0,3	(no)-subatl(-smed)-
	<i>Rubus saxatilis</i> - Steinbeere		5	2,8%	0,8	no-euras(-kont)-
	<i>Sanguisorba officinalis</i> - Großer Wiesenknopf		9	5,0%	2,1	euras(-smed)
	<i>Sorbus aria</i> - Gewöhnliche Mehlbeere		12	6,6%	0,5	smed(-pralp)
	<i>Sorbus aucuparia</i> - Eberesche, Gewöhnliche Vogelbeere		48	26,5%	0,4	no-eurassubozean-
Rubiaceae	<i>Galium album</i> ssp. <i>album</i> - Weißes Wiesenlabkraut		11	6,1%	1,0	eurassubozean
	<i>Galium boreale</i> - Nördliches Labkraut		1	0,6%	0,1	no-euras
	<i>Galium palustre</i> - Sumpf-Labkraut		67	37,0%	1,5	no-eurassubozean-
	<i>Galium uliginosum</i> - Moor-Labkraut		15	8,3%	1,6	no-eurassubozean
Salicaceae	<i>Salix aurita</i> - Ohrweide		77	42,5%	3,6	no(-subozean)
	<i>Salix caprea</i> - Salweide		1	0,6%	1,0	no-euras
	<i>Salix cinerea</i> - Aschweide, Grauweide		24	13,3%	4,6	no-euras
	<i>Salix myrsinifolia</i> - Schwarz-Weide	3-	3	1,7%	0,6	no-pralp
	<i>Salix myrtilloides</i> - Heidelbeer-Weide	1!	13	7,2%	1,1	no-kont(arkt)
	<i>Salix purpurea</i> - Purpurweide		2	1,1%	0,7	smed-eurassubozean-
	<i>Salix repens</i> - Kriechweide		53	29,3%	1,3	euraskont
	<i>Salix spec.</i> - Weide		2	1,1%	0,6	-
Saxifragaceae	<i>Saxifraga hirculus</i> - Moor-Steinbrech	1!	1	0,6%	1,0	(arkt)-no
Scheuchzeriaceae	<i>Scheuchzeria palustris</i> - Blumenbinse	2	49	27,1%	2,7	no(subozean)
Scrophulariaceae	<i>Bartsia alpina</i> - Alpenhelm		1	0,6%	0,1	alp-arkt(subozean)
	<i>Melampyrum pratense</i> ssp. <i>paludosum</i> - Wiesen-Wachtelweizen		64	35,4%	1,3	pralp-
	<i>Pedicularis palustris</i> - Sumpf-Läusekraut	2-	5	2,8%	0,6	no-euras
	<i>Pedicularis sylvatica</i> - Wald-Läusekraut	3	2	1,1%	2,6	subatl
Solanaceae	<i>Solanum dulcamara</i> - Bittersüßer Nachtschatten		3	1,7%	0,4	euras-smed
Thymelaceae	<i>Daphne mezereum</i> - Gewöhnlicher Seidelbast		9	5,0%	0,4	euras(-kont)
Valerianaceae	<i>Valeriana dioica</i> - Sumpf-Baldrian		79	43,6%	4,8	subatl(-smed)
	<i>Valeriana officinalis</i> agg. - Echter Arznei-Baldrian		3	1,7%	2,0	-
Violaceae	<i>Viola palustris</i> - Sumpf-Veilchen		23	12,7%	2,1	no(-euras)-subozean-circ
	<i>Viola reichenbachiana</i> - Wald-Veilchen		1	0,6%	0,1	eurassubozean-smed

Tabelle 16: Moose der minerotrophen Bergkiefernmoore

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
Amblystegiaceae	<i>Calliergon giganteum</i>	3	30	16,6%	6,3	no
	<i>Calliergon stramineum</i>		42	23,2%	2,3	no
	<i>Calliergon trifarium</i>	2	8	4,4%	1,3	subarkt(-subalp)
	<i>Calliergonella cuspidata</i>		92	50,8%	9,7	temp
	<i>Campylium calcareum</i>		1	0,6%	5,0	temp
	<i>Campylium stellatum</i>		64	35,4%	4,1	no
	<i>Drepanocladus aduncus</i>		3	1,7%	2,3	temp
	<i>Drepanocladus exannulatus</i>		16	8,8%	4,1	no
	<i>Drepanocladus fluitans</i>		1	0,6%	0,1	euras
	<i>Drepanocladus revolvens</i>	3	51	28,2%	8,2	no
	<i>Drepanocladus vernicosus</i>	2	9	5,0%	3,7	no
	<i>Sanionia uncinata</i>		1	0,6%	5,0	no
	<i>Scorpidium scorpioides</i>	3	20	11,0%	5,3	no
Aneuraceae	<i>Aneura pinguis</i>		1	0,6%	1,0	temp
	<i>Riccardia chamaedryfolia</i>		13	7,2%	0,9	(no)-subatl
	<i>Riccardia multifida</i>	3	1	0,6%	0,1	w.temp
Aulacomniaceae	<i>Aulacomnium palustre</i>		128	70,7%	4,2	no
Bartramiaceae	<i>Philonotis calcarea</i>	3	1	0,6%	1,0	subboreal = no
	<i>Philonotis fontana</i>		4	2,2%	1,8	n.temp
Brachytheciaceae	<i>Brachythecium mildeanum</i>		1	0,6%	5,0	temp

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
	Homalothecium nitens	2	21	11,6%	3,3	no
	Scleropodium purum		11	6,1%	2,0	temp
Bryaceae	Bryum pseudotriquetrum		46	25,4%	3,6	temp
Calypogeiaceae	Calypogeia azurea		3	1,7%	1,0	euras
Cephaloziaceae	Cephalozia connivens		1	0,6%	0,1	eurassubozean
	Cladopodiella fluitans	2	1	0,6%	0,1	subatl
Cephyloziellaceae	Cephaloziella divaricata		1	0,6%	1,0	temp
Climaciaceae	Climacium dendroides		13	7,2%	1,6	euras
Cratoneuraceae	Cratoneuron decipiens	3	2	1,1%	0,6	no
	Cratoneuron filicinum		3	1,7%	1,0	temp
Dicranaceae	Dicranella heteromalla		2	1,1%	0,6	temp
	Dicranodontium denudatum		15	8,3%	1,6	euras
	Dicranum bergeri	2	27	14,9%	1,6	no
	Dicranum bonjeanii	3	5	2,8%	2,6	no
	Dicranum polysetum		6	3,3%	1,7	no
	Dicranum scoparium		12	6,6%	0,9	euras
Fissidentaceae	Fissidens adianthoides	3	13	7,2%	2,2	euras
	Fissidens osmundoides	2	1	0,6%	1,0	subarct-subalp
Hookeriaceae	Hookeria lucens	3	1	0,6%	0,1	subatl
Hylocomiaceae	Hylocomium splendens		57	31,5%	4,3	euras
	Pleurozium schreberi		110	60,8%	3,7	euras
	Rhytidiadelphus squarrosus		14	7,7%	3,7	euras
	Rhytidiadelphus triquetrus		19	10,5%	2,4	euras
Hypnaceae	Ctenidium molluscum		4	2,2%	0,8	temp
	Hypnum cupressiforme		2	1,1%	1,0	temp
	Hypnum pratense	2	2	1,1%	3,0	gemäßkont {n.subkont}
Lepidoziaceae	Bazzania trilobata		32	17,7%	1,9	euras
	Lepidozia reptans		1	0,6%	1,0	temp
Leucobryaceae	Leucobryum glaucum		10	5,5%	1,2	eurassubozean
Lophocoleaceae	Chiloscyphus pallescens		10	5,5%	1,8	euras
	Lophocolea bidentata		6	3,3%	1,4	temp
Lophoziaceae	Gymnocolea inflata		1	0,6%	0,1	eurassubozean
Meesiaceae	Meesia triquetra	1	4	2,2%	1,8	no
Mniaceae	Cinclidium stygium	2	9	5,0%	5,2	no
	Mnium hornum		1	0,6%	1,0	eurassubozean
	Plagiomnium elatum	3	33	18,2%	2,1	no
	Plagiomnium undulatum		10	5,5%	5,1	temp
	Rhizomnium punctatum		27	14,9%	3,3	eurassubozean
Odontoschismaceae	Odontoschisma sphagni	3	1	0,6%	1,0	subatl
Plagiochilaceae	Plagiochila asplenioides		1	0,6%	1,0	temp
Plagiotheciaceae	Plagiothecium denticulatum		1	0,6%	0,1	euras
	Plagiothecium nemorale		1	0,6%	1,0	temp
Polytrichaceae	Atrichum undulatum		5	2,8%	1,6	temp
	Polytrichum commune		4	2,2%	3,0	euras
	Polytrichum formosum		16	8,8%	1,9	temp
	Polytrichum juniperinum		37	20,4%	2,3	temp
	Polytrichum strictum	3	104	57,5%	3,3	no
Ptilidiaceae	Ptilium crista-castrensis		1	0,6%	1,0	no
Ricciaceae	Riccia fluitans	2	1	1,1%	0,6	temp
Scapaniaceae	Scapania undulata	2	1	1,1%	1,0	temp
Sphagnaceae	Sphagnum angustifolium		146	80,7%	21,5	euras
	Sphagnum capillifolium		59	32,6%	5,2	temp
	Sphagnum centrale	3	16	8,8%	8,3	circ
	Sphagnum compactum	3	1	0,6%	15,0	no
	Sphagnum contortum	2	25	13,8%	8,4	no
	Sphagnum cuspidatum	3	27	14,9%	10,1	no
	Sphagnum fallax		35	19,3%	15,4	euras
	Sphagnum flexuosum		12	6,6%	20,8	euras
	Sphagnum fuscum	2	9	5,0%	4,1	no-kont
	Sphagnum magellanicum	3	171	94,5%	35,0	no
	Sphagnum majus	2	3	1,7%	16,0	no
	Sphagnum obtusum	2	1	0,6%	5,0	no-(kont)
	Sphagnum palustre		6	3,3%	18,7	euras
	Sphagnum papillosum	3	31	17,1%	25,2	eurassubozean-subatl-

Familie	Name	RLD	n	Freq	Deckg	Geoelement
	Sphagnum platyphyllum	2	19	10,5%	4,6	no
	Sphagnum rubellum		27	14,9%	7,0	euras
	Sphagnum squarrosum		3	1,7%	7,0	temp
	Sphagnum subnitens	3	6	3,3%	4,7	eurassubozean-subatl-
	Sphagnum subsecundum	3	62	34,3%	9,1	no
	Sphagnum tenellum	3	3	1,7%	2,3	eurassubozean-subatl-
	Sphagnum teres	3	11	6,1%	31,0	no
	Sphagnum warnstorffii	2	77	42,5%	8,8	no
Splachnaceae	Splachnum ampullaceum	2	2	1,1%	0,6	no
Thuidiaceae	Thuidium abietinum		1	0,6%	15,0	euras
	Thuidium delicatulum		15	8,3%	1,7	temp
	Thuidium tamariscinum		2	1,1%	0,6	subatl
Trichocoleaceae	Trichocolea tomentella	3	6	3,3%	3,0	subatl

Qualitative und quantitative Bedeutung der Familien der Bryophyta, Pteridophyta und Spermatophyta

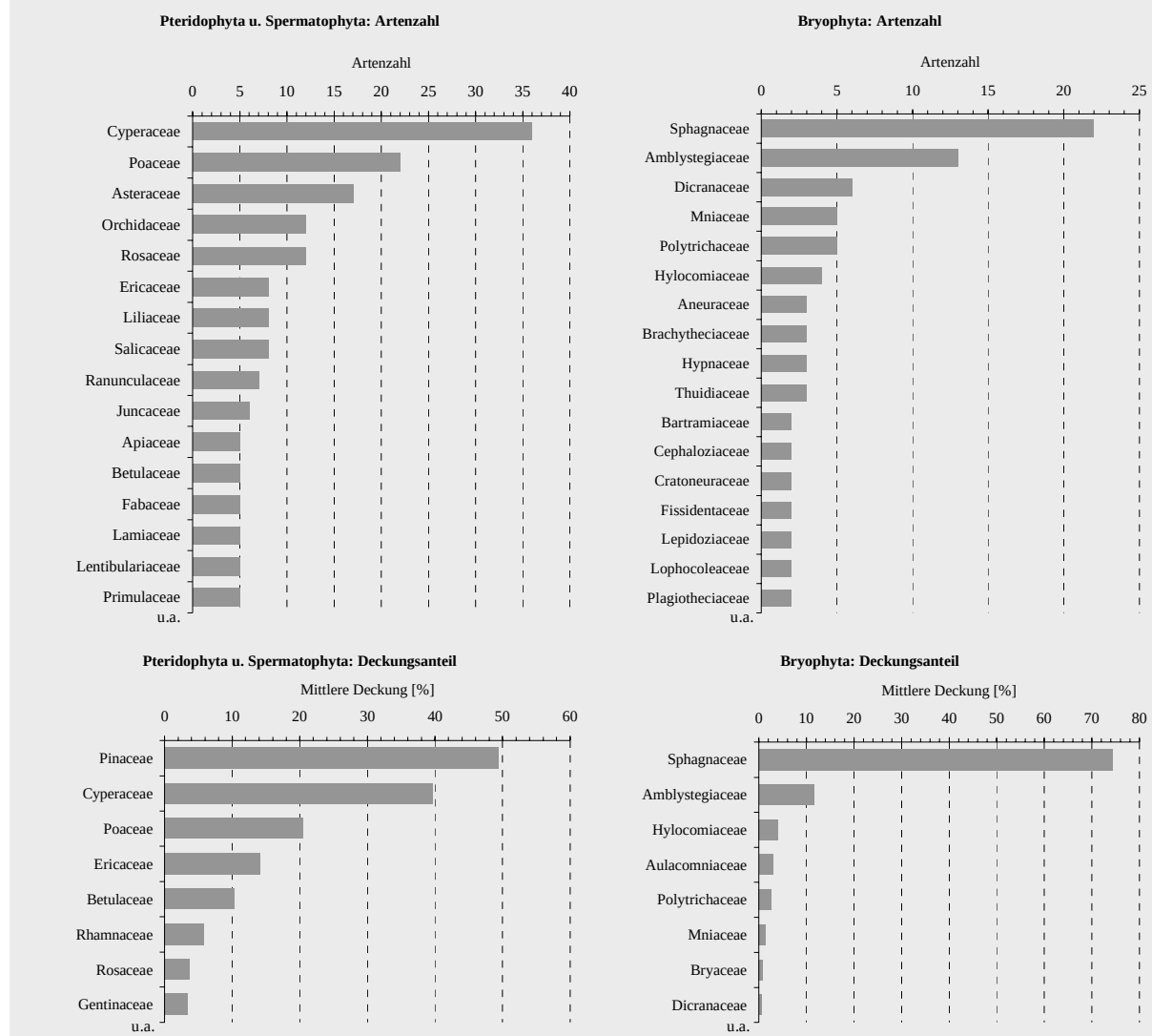


Abbildung 37: Qualitative und quantitative Bedeutung der Familien der Bryophyta, Pteridophyta und Spermatophyta

Vegetationstabelle 10: Grundtypen der Stufenkomplexe in minerotropen Bergkiefernmooren

Cus	Sphagnum cuspidatum-Stufenkomplex										
fal	Sphagnum fallax-Ausbildung										
sub	Sphagnum subsecundum-Ausbildung										
Ang	Sphagnum angustifolium-Stufenkomplex										
typ	typische Ausbildung										
sub	Sphagnum subsecundum-Ausbildung										
Sco	Scorpidium scorpioides-Stufenkomplex										
pla	Sphagnum platyphyllum-Ausbildung										
cam	Campylium stellatum-Ausbildung										
Cam	Campylium stellatum-Stufenkomplex										
typ	typische Ausbildung										
cal	Calliergonella cuspidata-Ausbildung										
Cal	Calliergonella cuspidata-Stufenkomplex										
rhi	Rhizomnium punctatum-Ausbildung										
typ	typische Ausbildung										

Tabelle 17: Lebensformenspektrum in den Ausbildungen (Einstufung nach ELLENBERG 1991 und DÜLL in ELLENBERG 1991)

Lebensformenspektrum		Scheuchzeria Ausb. Typ. Var.	Scorpidium Ausb.	Epipactis Ausb.	Typ. Ausb. Typ. Var	Typ. Ausb. Calliergonella Var.	Crepis Ausb.	Gesamt
Mittlere Artenzahl [n]	Aufnahmezahl	31	16	26	26	37	25	181
	Hydrophyten	2,6	4,5	2,4	1,8	2,5	2,4	2,6
	Therophyten	0,4	0,5	1,0	0,3	0,5	0,2	0,5
	Geophyten	4,4	5,7	6,3	3,5	4,6	4,3	4,8
	Hemikryptophyten	9,7	13,4	25,4	9,1	16,0	21,9	15,9
	krautige Chamaephyten	6,1	8,8	11,8	6,9	9,4	10,9	8,9
	holzige Chamaephyten	4,6	4,3	5,7	5,0	4,2	4,0	4,6
	Nano-Phanerophyten	1,3	2,0	2,3	2,2	1,8	2,1	1,9
Mittlere Artenzahl [%]	Makro-Phanerophyten	3,0	3,1	3,4	3,0	3,6	4,8	3,5
	Hydrophyten	8,2	10,7	4,1	5,6	5,8	4,8	6,2
	Therophyten	1,3	1,2	1,7	1,1	1,2	0,4	1,2
	Geophyten	13,6	13,5	10,7	11,0	10,8	8,5	11,2
	Hemikryptophyten	30,1	31,7	43,5	28,7	37,5	43,3	37,2
	krautige Chamaephyten	19,0	20,7	20,3	21,7	21,9	21,5	20,8
	holzige Chamaephyten	14,4	10,2	9,8	15,9	9,9	7,8	10,8
	Nano-Phanerophyten	3,9	4,7	4,0	6,8	4,3	4,2	4,5
	Makro-Phanerophyten	9,4	7,3	5,9	9,3	8,5	9,5	8,2

Tabelle 18: Höhe und Deckung der Schichten

	Scheuchzeria Ausb. Typ. Var.	Scheuchzeria Ausb. Calliergonella Var.	Scorpidium Ausb.	Epipactis Ausb.	Typ. Ausb. Typ. Var	Typ. Ausb. Calliergonella Var.	Crepis Ausb.	Gesamt (incl. Übergangs- typen)
	St	Se	O	E	Tt	Tc	P	
Anzahl der Aufnahmen	31	7	16	26	26	37	25	181
Gehölzschicht - Höhe [m]								
Mittel	4,7	7,1	2,7	5,2	4,8	8,4	11,1	6,3
Standardabweichung	2,4	4,3	1,1	2,4	2,1	3,4	4,0	3,8
Gehölzschicht - Deckung [%]								
Mittel	34	40	34	42	48	52	64	46
Standardabweichung	11	12	7	9	15	12	11	16
Krautschicht - Deckung [%]								
Mittel	39	39	50	63	51	50	51	51
Standardabweichung	11	12	12	13	21	15	14	17
davon Zwergsträucher - Deckung [%]								
Mittel	7	7	6	9	16	12	10	11
Mooschicht - Deckung [%]								
Mittel	84	79	65	56	80	77	58	70
Standardabweichung	19	22	22	22	20	21	25	25

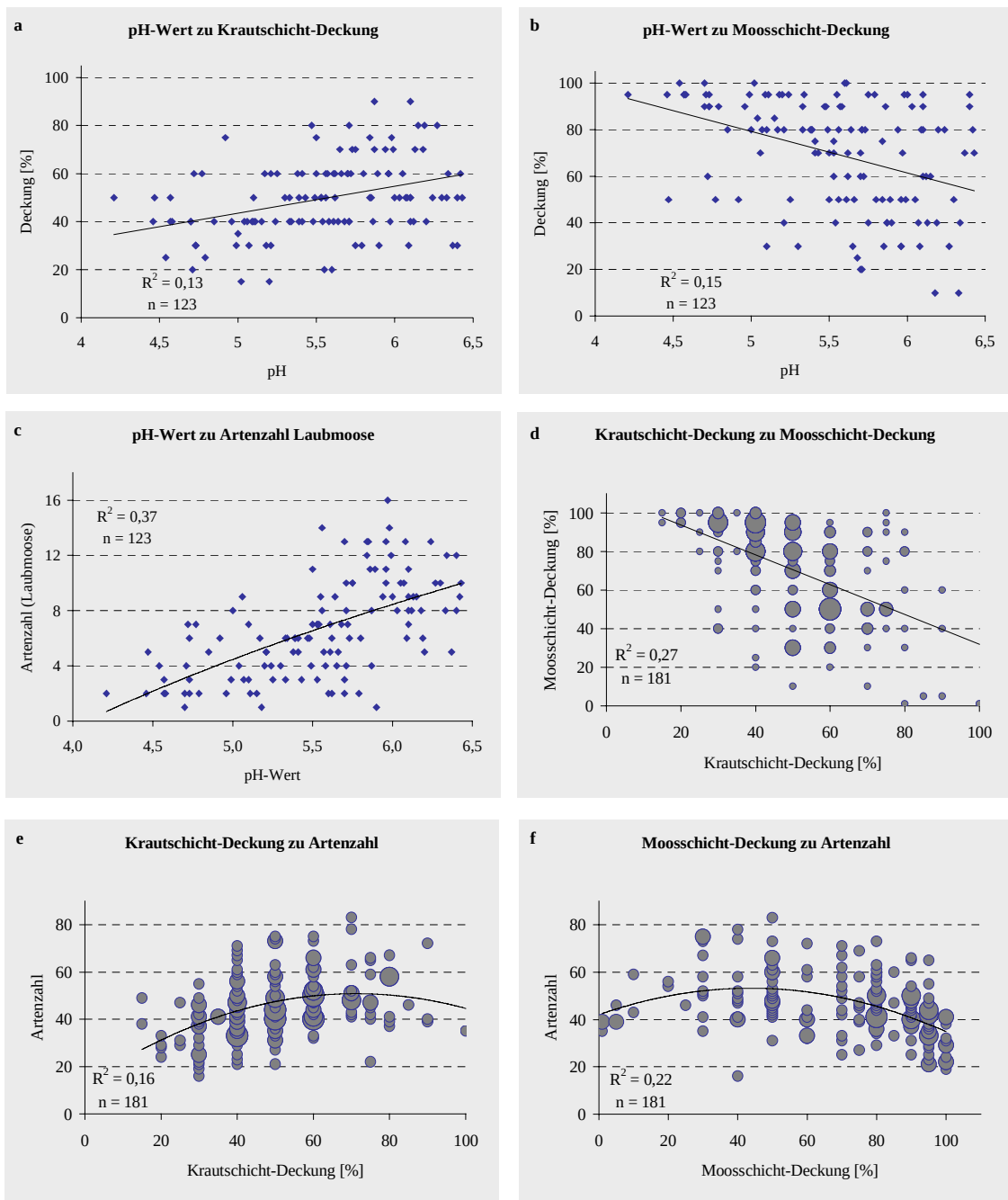


Abbildung 38 (a-f): Beziehung zwischen pH-Wert und der Deckung der Moos- bzw. Krautschicht sowie der Artenzahl der Laubmoose. Beziehung zwischen Krautschicht- und Moosschicht-Deckung. Beziehung zwischen Kraut- bzw. Moosschichtdeckung und Artenzahl. Die Größe der Punkte in Abb. d - f gibt einen Anhalt über die Zahl der wertgleichen Datenpunkte (z.B. liegen in Abb. d bei x (60%) und y (50%) 10 Datenpunkte, bei x (40%) und y (20%) dagegen nur einer). R^2 = Bestimmtheit (Anteil der Varianz von y, die durch x erklärt wird) - n = Anzahl der Datensätze.

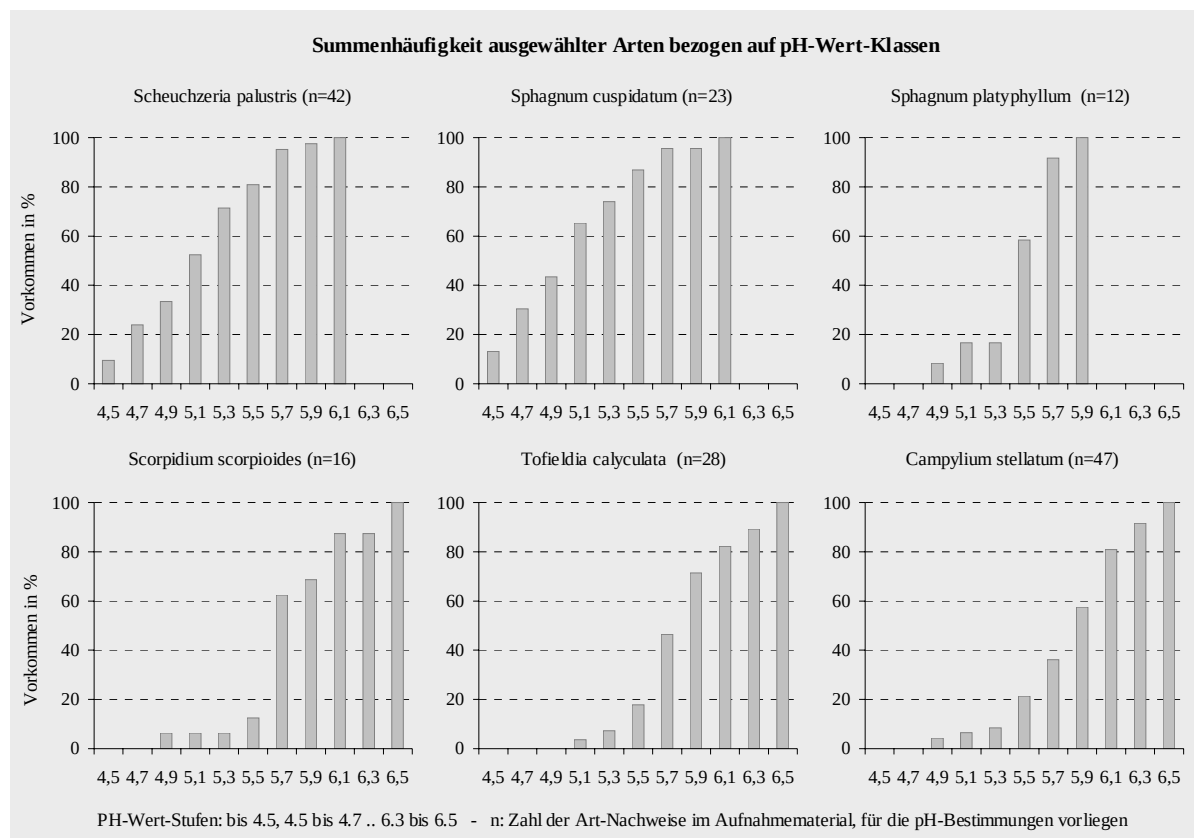


Abbildung 39: Summenhäufigkeit ausgewählter Arten bezogen auf pH-Wert-Klassen

Tabelle 19: Produktivität der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore

Produktivität der Ausbildungen der minerotrophen Bergkiefernmoore							
Schätzung für die Kraut- und Moosschicht [in dt/ha a]							
	Scheuchzeria Typ.	Scorpidium	Typische Typ.	Scheuchzeria Call.	Epipactis	Typische Call.	Crepis
Mittel	28	29	30	31	34	36	36
Standardabweichung	6	6	7	9	6	9	9
Maximum	49	36	53	51	42	59	59
Minimum	14	15	21	22	23	20	22
Anteil der Moosschicht [%]	57	53	43	36	44	41	32

Tabelle 20: Grundwasserstand, pH und Leitfähigkeit (korrigiert) der Pegel im Altenauer Moor

Altenauer Moor									
Pegel-Nr.	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Datum	GW-Stand [cm]			pH			µS		
11.8.1992	-6	-1,5	-3,5	4,85	5,57	5,55	48	75	67
20.8.1992	-18	-20,5	-16,5	4,64	5,46	5,23	40	87	102
28.8.1992	-20	-25,5	-14,5	4,69	5,32	5,40	57	122	103
7.9.1992	-10	-12,5	-7,5	5,00	4,67	5,46	53	62	65
30.9.1992	-6	-4,5	-4,5	5,17	4,90	5,23	60	53	53
21.4.1993	-8	-3,5	-3,5	4,64	5,23	5,26	25	39	39
6.5.1993	-8	-2,5	-3,5	4,64	5,02	5,41	33	39	37
18.5.1993	-8	-4,5	-4,5	4,57	5,07	5,35	23	28	40
2.6.1993	-8	-7,5	-5,5	4,67	5,21	5,41	22	37	58
14.6.1993	-12	-15,5	-11,5	4,66	5,48	5,55	20	74	89
30.6.1993	-8	-5,5	-4,5	4,60	5,07	5,31	21	37	50
15.7.1993	-1	0,5	0,5	4,73	4,94	5,36	11	22	44
30.7.1993	-7	-2,5	-2,5	4,68	4,80	5,20	12	31	45
20.8.1993	-12	-11,5	-9,5	4,66	5,34	5,57	23	54	78
Mittel	-9,4	-8,4	-6,5	4,7	5,1	5,4	31,9	54,3	62,1
Minimum	-20,0	-25,5	-16,5	4,6	4,7	5,2	10,9	22,3	36,7
Maximum	-1,0	0,5	0,5	5,2	5,6	5,6	59,8	122,4	102,7
Standardabw.	4,9	7,7	4,8	0,2	0,3	0,1	16,6	27,6	22,9

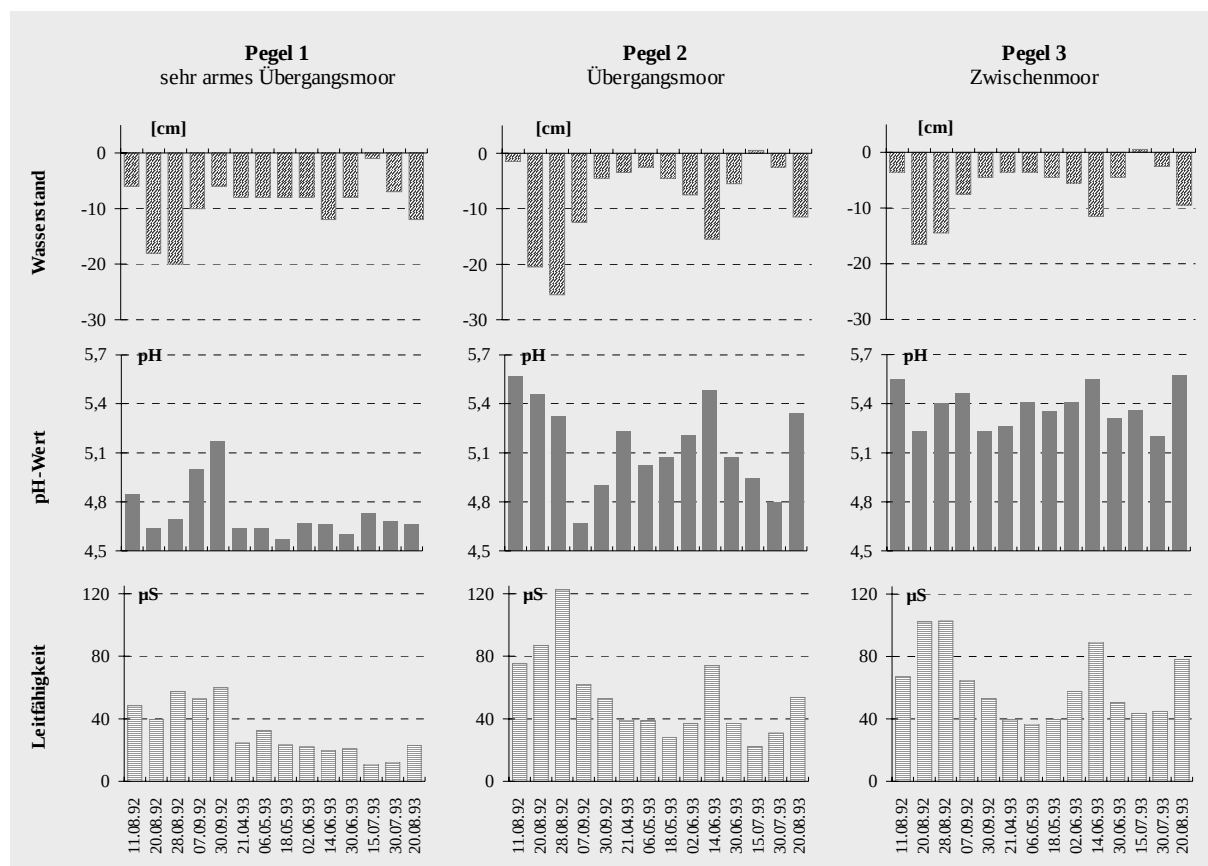


Abbildung 40: Grundwasserstand, pH- und Leitfähigkeit an den Pegeln im Altenauer Moor

Vegetationstabelle 11: Vegetation an den Pegeln im Altenauer Moor

Pegel-Nr.		1	2	3	Pegel-Nr.		1	2	3
Lfd. Nr.		18	15	72					
Aufnahme-Nr.		58	59	60	Calliergonella cuspidata		.	.	1
Artenzahl:		25	42	50	Cirsium palustre		.	.	r
n (min) zu n (ges)		0,29	0,41	0,67	Carex panicea		.	.	+
Baumschicht - Höhe [m]		-	6	-					
Strauchschicht [m]		2,5	1,5	2,5	Oxycocco-Sphagnetee-Arten:				
Baumschicht - Deckung [%]		-	40	-	Andromeda polifolia		1	+	+
Strauchschicht [%]		20	10	40	Vaccinium oxycoccus		+	1	+
Krautschicht [%]		40	40	40	Sphagnum magellanicum		4	4	3
Moosschicht [%]		90	90	90	Sphagnum angustifolium		1	2	3
					Polytrichum strictum		1	1	+
					Calluna vulgaris		+	1	+
B	Pinus rotundata	.	3	.	Drosera rotundifolia		+	+	.
S	Pinus rotundata	2	1	3	Eriophorum vaginatum		3	+	.
S	Alnus glutinosa	.	.	+	Melampyrum prat. ssp. palud.		.	+	+
S	Frangula alnus	.	1	.	Sphagnum capillifolium		.	+	.
S	Picea abies	.	1	.	Sphagnum rubellum		1	.	.
					Dicranum bergeri		.	+	.
K	Carex lasiocarpa	r	1	1					
	Carex rostrata	r	+	+	Sonstige:				
	Carex echinata	r	1	+	Trichophorum cespitosum		r	r	r
	Carex nigra	r	1	.	Betula pubescens		r	r	+
	Menyanthes trifoliata	.	1	+	Picea abies		r	r	r
	Carex chordorrhiza	.	.	1	Molinia caerulea		r	2	2
	Equisetum fluviatile	.	.	+	Vaccinium myrtillus		+	1	+
					Pinus rotundata		+	+	+
	Sphagnum warnstorffii	.	.	+	Aulacomnium palustre		.	+	+
	Peucedanum palustre	.	.	r	Vaccinium uliginosum		r	r	.
	Succisa pratensis	.	.	r	Vaccinium vitis-idaea		r	r	.
	Potentilla palustris	.	.	+	Potentilla erecta		.	+	+
	Dactylorhiza incarnata	.	.	r	Salix aurita		.	r	+
	Eriophorum angustifolium	.	+	1	Frangula alnus		.	+	+
	Sphagnum subsecundum	.	.	3	Agrostis canina		.	r	+
	Trichophorum alpinum	.	.	+					
	Campylium stellatum	.	.	+	Je einmal:				
	Drepanocladus vernicosus	.	.	1	2: Sphagnum centrale 2, Pleurozium schreberi +,				
	Parnassia palustris	.	.	+	Agrostis tenuis r, Nardus stricta r; 3: Drepanocladus				
	Carex pulicaris	.	r	.	exannulatus +, Lysimachia thyrsoiflora r, Salix				
					myrtilloides r, Sorbus aucuparia r, Viola palustris +,				
					Salix repens +, Agrostis stolonifera +.				
	Scheuchzeria palustris	+	+	1					
	Rhynchospora alba	+	r	+	1-2: Scheuchzeria-Ausbildung, typische Variante				
	Carex limosa	.	.	+	3: Scheuchzeria-Ausbg. Var.mit Calliergonella cusp.				
	Sphagnum fallax	.	1	.	n(min): minerotraphente Arten				
	Sphagnum papillosum	2	.	.	n(ges): alle Arten				

Tabelle 21: Übersicht zu Moorwasserständen der *Carex lasiocarpa*-*Pinus rotundata*-Gesellschaft und Pflanzengesellschaften hydrologisch ähnlicher Standorte im Murnauer Moos und Mooren im Staffelseegebiet.

Klasse	Vegetationstyp	Pegel	Datum (1996)*						Max	Min	Mittel	pH	Leit n. kor.	Ort
			24-5	10-6	1-7	22-7	15-8	9-9						
Pi typ	<i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft, Typ. Ausb.	EF6	0			-6	-7		0	-7	-4	-	-	Eschenloher Filz
Pi typ	<i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft, Typ. Ausb.	SB4	0	-11	0	-14	0	-1	0	-14	-4	5,9	72	Schechen
Pi cre	<i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft <i>Crepis paludosa</i> -Ausb.	GA2	6	0	6	0	7	6	7	0	4	6,2	54	Oberer Galthüttenfilz
Pi cre	<i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft <i>Crepis paludosa</i> -Ausb.	GA4	4	-1	5	-2	4	4	5	-2	2	6,3	91	Oberer Galthüttenfilz
Pi cre	<i>Carex lasiocarpa</i> - <i>Pinus rotundata</i> -Gesellschaft <i>Crepis paludosa</i> -Ausb.	GA5	2	-2	2	-5	2	1	2	-5	0	6,1	59	Oberer Galthüttenfilz
Hochmoor-Gesellschaften														
39 Spha sch	<i>Sphagnetum magellanici</i> Subass. v. <i>Scheuchzeria palustris</i>	T5	1	-1	0	-6	3	-1	3	-6	-1	4,2	16	Tannenbach-Ost
39 Spha typ	<i>Sphagnetum magellanici</i> typicum, ombrotraphente Var.	O9	-3	-2	-3	-15	0	-3	0	-15	-4	4,1	8	Ohlstädter Filz
39 Spha typ	<i>Sphagnetum magellanici</i> typicum, ombrotraphente Var.	T1	-5	-6	-4	-11	-4	-6	-4	-11	-6	4,3	32	Tannenbach-Ost
39 Spha call	<i>Sphagnetum magellanici</i> callunetosum, ombrotr. Var.	O13	-4	-4	-3	-29	-1	-4	-1	-29	-8	4,0	9	Ohlstädter Filz
39 Spha call	<i>Sphagnetum magellanici</i> callunetosum, ombrotr. Var.	O15	-22	-11	-7	-26	-5	-7	-5	-26	-13	4,1	12	Ohlstädter Filz
39 Spha call	<i>Sphagnetum magellanici</i> callunetosum, ombrotr. Var.	O16	-19	-16	-13	-28	-11	-14	-11	-28	-17	4,1	7	Ohlstädter Filz
39 PS	Pino-Sphagnetum	O4	-4	-2	-1	-14	0	-3	0	-14	-4	4,0	9	Ohlstädter Filz
39 PS	Pino-Sphagnetum	O5	-6	-7	-4	-16	-3	-6	-3	-16	-7	4,1	5	Ohlstädter Filz
39 PS	Pino-Sphagnetum	O6	-4	-6	-4	-17	-4	-7	-4	-17	-7	4,1	7	Ohlstädter Filz
Schlenken-Gesellschaften und Fadenseggenried														
25 SU	<i>Scorpidio-Utricularietum minoris</i>	GA6	7	2	7	2	7	6	7	2	5	-	-	Oberer Galthüttenfilz
29 Rh al sco	<i>Rhynchosporium albae</i> scorpidietosum	S5	2	-1	0	-6	2	-1	2	-6	-1	6,1	62	Schlechtenfilz
29 Rh al typ	<i>Rhynchosporium albae</i> typicum	S6	2	-1	2	-8	4	2	4	-8	0	5,3	19	Schlechtenfilz
29 Rh al typ	<i>Rhynchosporium albae</i> typicum	S7	-3	-8	-5	-15	-3	-5	-3	-15	-7	4,3	11	Schlechtenfilz
29 Ca ch typ	<i>Drepanoclado-Caricetum chordorrhizae</i> typicum	SB5	7	-4	8	-6	10	8	10	-6	4	6,3	156	Schechen
29 Ca ch typ	<i>Drepanoclado-Caricetum chordorrhizae</i> typicum	SB6	7	-2	7	-2	11	10	11	-2	5	6,3	130	Schechen
29 Ca la sco	<i>Caricetum lasiocarpae</i> scorpidietosum	O20	0	-1	6	-15	8	6	8	-15	1	6,1	386	Ohlstädter Filz
29 Ca la sco	<i>Caricetum lasiocarpae</i> scorpidietosum	T9	5	6	3	1	6	5	6	1	4	5,6	47	Tannenbach-Ost
29 Ca la typ	<i>Caricetum lasiocarpae</i> typicum	Wi8	5	1	6	-2	7	7	7	-2	4	5,7	33	Wiesmäh
Kleinseggenriede (mäßig basenreich)														
29 Drep arm	<i>Drepanoclado-Trichophoretum</i> c. <i>artenarme</i> Ausb.	S12	0	-5	-2	-12	-1	-3	0	-12	-4	5,7	143	Schlechtenfilz
29 Drep oxy	<i>Drepanoclado-Trichophoretum</i> c. <i>Vaccinium oxycoccus</i> -Ausb.	S17	-6	-10	-8	-16	-4	-8	-4	-16	-9	4,8	12	Schlechtenfilz
29 Drep typ	<i>Drepanoclado-Trichophoretum</i> c. typicum	S3	0	-5	-3	-13	-1	-4	0	-13	-4	5,7	30	Schlechtenfilz
29 PS oxy	<i>Primulo-Schoenetum</i> f. <i>Vaccinium oxycoccus</i> -Ausb.	GA1	4	2	4	-1	5	5	5	-1	3	6,2	137	Oberer Galthüttenfilz
29 PS sco	<i>Primulo-Schoenetum</i> f. <i>scorpidietosum</i>	S20	0	-3	-2	-8	0	-2	0	-8	-3	6,2	66	Schlechtenfilz
Bruchwälder														
44 Aln vio	<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> <i>Viola palustris</i> -Ausb.	Wi6	9	-2	8	-3	9	7	9	-3	5	5,8	46	Wiesmäh
44 Fi	Fichten-Bruchwald	Wi9	1	-6	5	-7	1	-1	5	-7	-1	5,6	36	Wiesmäh
44 Fi	Fichten-Schwarzerlen-Bruchwald	Wi10	12	5	12	2	12	11	12	2	9	5,9	116	Wiesmäh

Klasse: 25: Utricularietea - 29: Scheuchzerio-Caricetea - 39: Oxycocco-Sphagnettea - 44: Alnetea

*: Die Messungen erfolgten z.T. mit einem Tag Abweichung

Einmalige Messung bei pH- und Leitfähigkeit

Tabelle 22: Chorologisches Spektrum der Ausbildungen der minerotropen Bergkiefernmoore

Chorologisches Spektrum der Ausbildungen								
Ausbildung		Scheuchzeria Typ. St	Scheuchzeria Call. Sc	Scorpidium O	Typische Typ. Tt	Epipactis E	Typische Call. Tc	Crepis P
alpid	n	-	-	1	1	3	-	1
	%	-	-	0,8	0,7	1,4	-	0,5
präalpid	n	5	6	7	7	17	13	15
	%	4,5	5,9	5,6	5,1	8,2	7,1	7,6
arktisch	n	10	9	10	12	11	9	8
	%	9,1	8,8	7,9	8,7	5,3	4,9	4,0
boreal	n	41	34	49	45	48	40	37
	%	37,3	33,3	38,9	32,6	23,1	21,9	18,7
submediterran	n	-	-	1	2	3	2	2
	%	-	-	0,8	1,4	1,4	1,1	1,0
subatlantisch	n	4	2	4	5	14	11	19
	%	3,6	2,0	3,2	3,6	6,7	6,0	9,6
eurasiatisch	n	50	51	54	66	112	108	116
	%	45,5	50,0	42,9	47,8	53,8	59,0	58,6

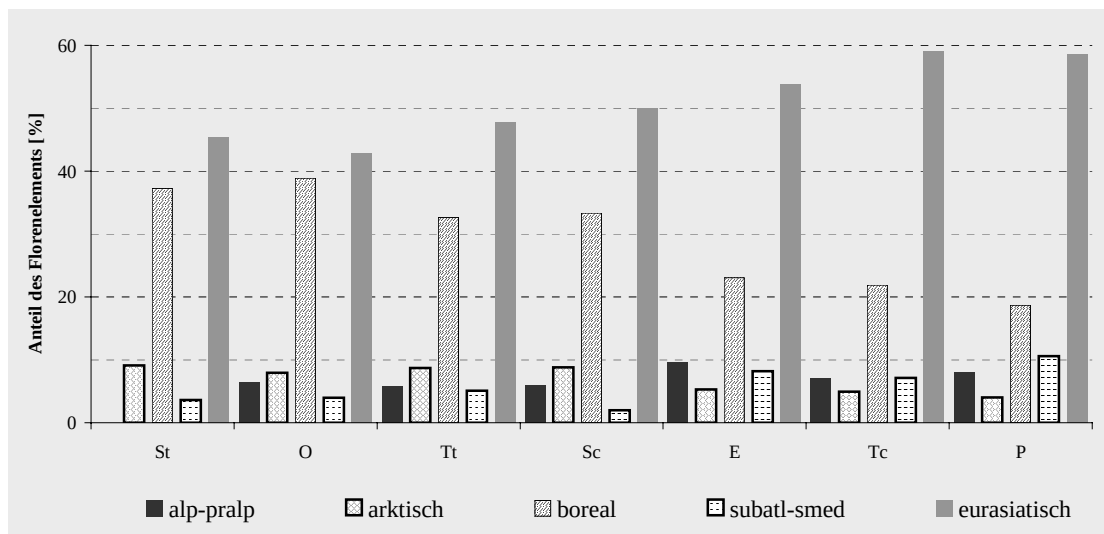


Abbildung 41: Chorologisches Spektrum der Ausbildungen der minerotropen Bergkiefernmoore (Abkürzungen s.o.)

Tabelle 23: Vorkommen minerotropher Kiefernwälder in Mooren Süddeutschlands

Gebiet ¹	Lkr	TYP ²	Rechts	Hoch	Länge	Breite	Veg ³
Großer Trauben, Pfrunger Ried	SIG	MB	4304766	5310511	9,3880	47,9231	VA
Überwachsener See, Pfrunger Ried	RAV	MB	4307332	5306520	9,4224	47,8863	
Domacher Ried (K166)	RAV	MB	4319516	5306840	9,5854	47,8899	
Taufachmoos (K156) (K156)	RAV	MB	4352515	5292837	10,0268	47,7621	
Breitenmoos (K156)	OA	MB	4365855	5283145	10,2053	47,6732	
Teufelküche Kemptner Wald	OA	MB	4383860	5286729	10,4462	47,7072	
Wölflemoos	OAL	MB	4385420	5286400	10,4670	47,7042	
Mehlblockmoos	OAL	MB	4386109	5287928	10,4763	47,7184	VA
Attlesee	OAL	MB	4390069	5279038	10,5292	47,6365	VA
Moor bei Bahnhof Weizern-Hopferau (P155)	OAL	MB	4396241	5276388	10,6118	47,6123	
E Federspielmoos	OAL	MB	4397650	5285488	10,6307	47,6964	
Lobach (K152)	OAL	MB	4398747	5281917	10,6453	47,6634	
Stellenmoos	OAL	MB	4399128	5285981	10,6504	47,7010	VA
Schmutterweiher	OAL	MB	4406679	5281763	10,7515	47,6624	
Bannwaldsee	OAL	MB	4408158	5275350	10,7712	47,6032	
Großer Filz	OAL	MB	4409289	5276503	10,7864	47,6140	
Sattlermoos	OAL	ML	4410752	5274343	10,8059	47,5941	
Markbachfilz	WM	MB	4412124	5284269	10,8243	47,6858	VA
Sauwald	WM	MB	4412197	5281568	10,8253	47,6608	
S Sparweidefilz	WM	MB	4412989	5288864	10,8359	47,7283	
Birnbaumer Filz	OAL	MB	4413458	5279598	10,8421	47,6427	VA
S Maderbichlfilz	WM	MB	4414461	5287811	10,8556	47,7186	VA
Kuhmoos	OAL	MB	4416252	5280347	10,8795	47,6498	VA
Schwefelfilz	WM	MB	4417048	5281892	10,8902	47,6641	VA
Wiesfilz	WM	MB	4417048	5282922	10,8902	47,6736	VA
Gerstenfilz	WM	MB	4420188	5280380	10,9322	47,6503	
Bichlbauernfilz	WM	MB	4421554	5285613	10,9505	47,6986	VA
Wildseefilz	WM	MB	4421918	5281314	10,9553	47,6590	VA
Moore a. Eckwald	WM	MB	4422405	5280596	10,9618	47,6524	
Moore am Eckwald	WM	MB	4422493	5279633	10,9630	47,6435	VA
Breitenfilz S Peustelsau	WM	MB	4423260	5280509	10,9733	47,6516	VA
Schwarzlaichmoos	WM	MB	4423733	5297340	10,9796	47,8070	VA
Rabenmoos	GAP	MB	4424555	5275569	10,9906	47,6060	
Rohrmoos	WM	MB	4425066	5304222	10,9974	47,8706	VA
Lettingenbichler Viehweide	GAP	MB	4425166	5286040	10,9988	47,7028	VA
Filz S Bayersoien	GAP	MB	4425209	5282901	10,9994	47,6738	VA
Breitfilz/Schönberg	WM	MB	4425449	5287865	11,0026	47,7196	
Hirtmoos	WM	MB	4425517	5287208	11,0035	47,7135	VA
Filz E. Gotzenbach	GAP	MB	4425808	5285717	11,0074	47,6998	VA
Altenauer Moos	GAP	MB	4425824	5280233	11,0076	47,6492	VA
Breitfilz/Schönberg	WM	MB	4425950	5287660	11,0093	47,7177	
Erlwiesfilz	LL	MB	4426059	5308736	11,0107	47,9124	VA
Kochelfilz	GAP	MB	4426258	5277971	11,0134	47,6283	
Breiter Filz a. See	GAP	MB	4426582	5283758	11,0177	47,6817	VA
Mayfilz, Bruckerhof	WM	MB	4426769	5292073	11,0202	47,7585	
Pulvermoos	GAP	ML	4427769	5275046	11,0336	47,6014	VA
Kehrer Filz	GAP	MB	4428796	5283619	11,0473	47,6806	VA
Weidmoos	GAP	ML	4430149	5270913	11,0654	47,5633	
Trischelfilz	GAP	MB	4430346	5284770	11,0681	47,6913	VA
N Schöffau	GAP	MB	4430634	5287993	11,0719	47,7210	VA
Schweinmoos/Grasleiten	WM	MB	4431050	5288913	11,0775	47,7296	
Printschtfilz S Brand	GAP	MB	4431730	5284598	11,0866	47,6897	VA
Scheibenmoos/Hausberg (K111)	GAP	ML	4432239	5258661	11,0934	47,4503	
Lettenfilz	GAP	MB	4433679	5280637	11,1127	47,6533	
Tannenbachfilz	GAP	MB	4434176	5284963	11,1193	47,6932	
Tannenbachfilz	GAP	MB	4435089	5284707	11,1315	47,6909	VA
Bärensteig, Murnauer Moos	GAP	MB	4435235	5277661	11,1335	47,6259	VA
Unterer Galthüttenfilz	GAP	MB	4435837	5279016	11,1415	47,6384	VA
N Wiesmahdköchel	GAP	MB	4436257	5278026	11,1472	47,6293	VA
Oberer Galthüttenfilz	GAP	MB	4436444	5279551	11,1497	47,6434	
Krebsseefilz	GAP	MB	4437095	5275586	11,1584	47,6068	
Klingert, Murnauer Moos	GAP	MB	4437197	5273128	11,1597	47,5841	
Eschenloher Filz, Murnauer Moos	GAP	MB	4437630	5277748	11,1655	47,6268	VA
Schmatzerfilz, Murnauer Moos	GAP	MB	4437681	5278391	11,1662	47,6327	VA
Prühlmoos	GAP	MB	4438339	5271561	11,1750	47,5697	VA

Gebiet¹	Lkr	TYP²	Rechts	Hoch	Länge	Breite	Veg³
Elsterzipfel	GAP	MB	4438366	5275874	11,1754	47,6095	
Schmatzerfilz, Murnauer Moos	GAP	MB	4438377	5278969	11,1755	47,6381	
Schlechtenfilz	GAP	MB	4438484	5280509	11,1770	47,6523	VA
Heumooßbergfilz	GAP	MB	4440196	5278687	11,1999	47,6356	
Flachtenbergmoor (K120)	WM	MB	4440893	5310017	11,2092	47,9249	
Schottenmoos	WM	MB	4441880	5310828	11,2224	47,9324	VA
Straußenlacke	WM	MB, MW	4442520	5290872	11,2309	47,7482	
Rauchmoos	WM	MB, MW	4443813	5293363	11,2482	47,7712	
Filz E Jenhausen	WM	MB, MW	4444239	5299920	11,2539	47,8318	VA
Barmsee	GAP	ML	4444310	5262698	11,2549	47,4881	
Osterseefilz	WM	MB	4448131	5297497	11,3060	47,8096	
Weidfilz (K100)	WM	MB?	4455422	5290253	11,4035	47,7431	
Roßfilz	TÖL	MB	4456246	5295427	11,4146	47,7909	
Euracher Filz (K102)	TÖL	MB	4457047	5296823	11,4253	47,8038	
Babenstuben	TÖL	MB	4458426	5300217	11,4437	47,8352	
Wolfsöd (K102)	TÖL	MB	4462450	5295083	11,4976	47,7880	
Jachenau (K102)	TÖL	MB	4462908	5274558	11,5037	47,5985	
Schnaitt	TÖL	MB	4467387	5297204	11,5636	47,8078	VA
Ellbacher Moor	TÖL	MB, MW	4468886	5292841	11,5837	47,7676	
Kirchsee	TÖL	MB	4470111	5297261	11,6001	47,8085	
Kirchsee	TÖL	MB	4470698	5297232	11,6079	47,8082	
Benediktenfilz (K96)	RO	ML, MW	4498223	5307252	11,9762	47,9020	
Eggstätt-Hemhofer Seenplatte (K79)	RO	MW	4526419	5310234	12,3534	47,9309	
Förschensee (P153)	RO	MW	4529663	5298505	12,3968	47,8227	
Lanzinger Moos (K76)	TS	ML, MW	4533337	5290355	12,4459	47,7476	
Moor bei Graben/Seebruck (K81)	TS	MW	4536696	5310980	12,4909	47,9382	
Soosauer Filz (K81)	TS	ML	4538677	5298059	12,5174	47,8190	
Röthelmoos (H1124)	TS	ML	4541883	5285658	12,5602	47,7047	
Kammerfilze (K70)	TS	ML	4550743	5307272	12,6788	47,9047	
Knappenfeld (K72)	TS	ML	4552744	5301417	12,7055	47,8507	
Weitmoos bei Nirnharting (K73)	TS	MB	4556709	5306811	12,7586	47,9007	
Krottensee (P152)	TS	ML	4557530	5291004	12,7696	47,7548	
Schönramer Filz (K74)	BGL	MW	4565464	5306551	12,8757	47,8987	
Salletalm/Königssee (K67)	BGL	ML	4573459	5264820	12,9827	47,5137	

¹ In Klammern: Autor: K= KAULE 1974, H= HOHENSTATTER 1973, P= PAUL 1910; Zahl= Seitenzahl

² MB: Minerotrophes Bergkiefernmoore, ML: Minerotrophes Latschenmoor, MW: Minerotrophes Waldkiefernmoore

³ VA= Gebiet mit Vegetationsaufnahmen

Tabelle 24: Abkürzungen der Landkreise

Lkr	Landkreis	Lkr	Landkreis
BGL	Berchtesgadener Land	RO	SK Rosenheim
GAP	Garmisch-Partenkirchen	SIG	Sigmaringen
LL	Landsberg a. Lech	TÖL	Bad Tölz-Wolfratshausen
OA	Oberallgäu	TS	Traunstein
OAL	Ostallgäu	WM	Weilheim-Schongau
RAV	Ravensburg		

Abbildung 42: Verbreitung minerotropher Latschen- und Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland - West (Quelle: vgl. Tabelle 23 S.164)

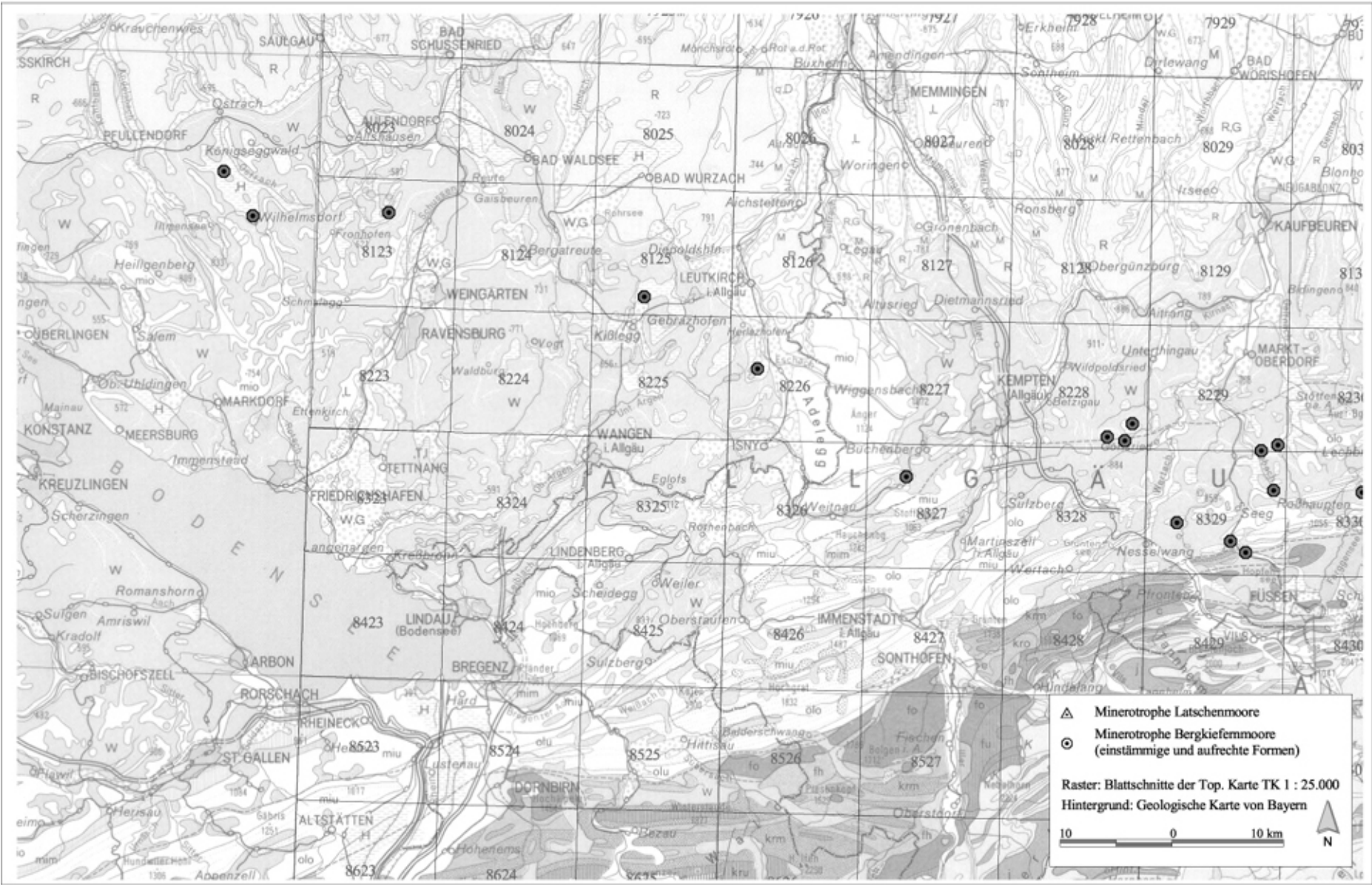


Abbildung 43: Verbreitung minerotropher Latschen- und Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland - Mitte

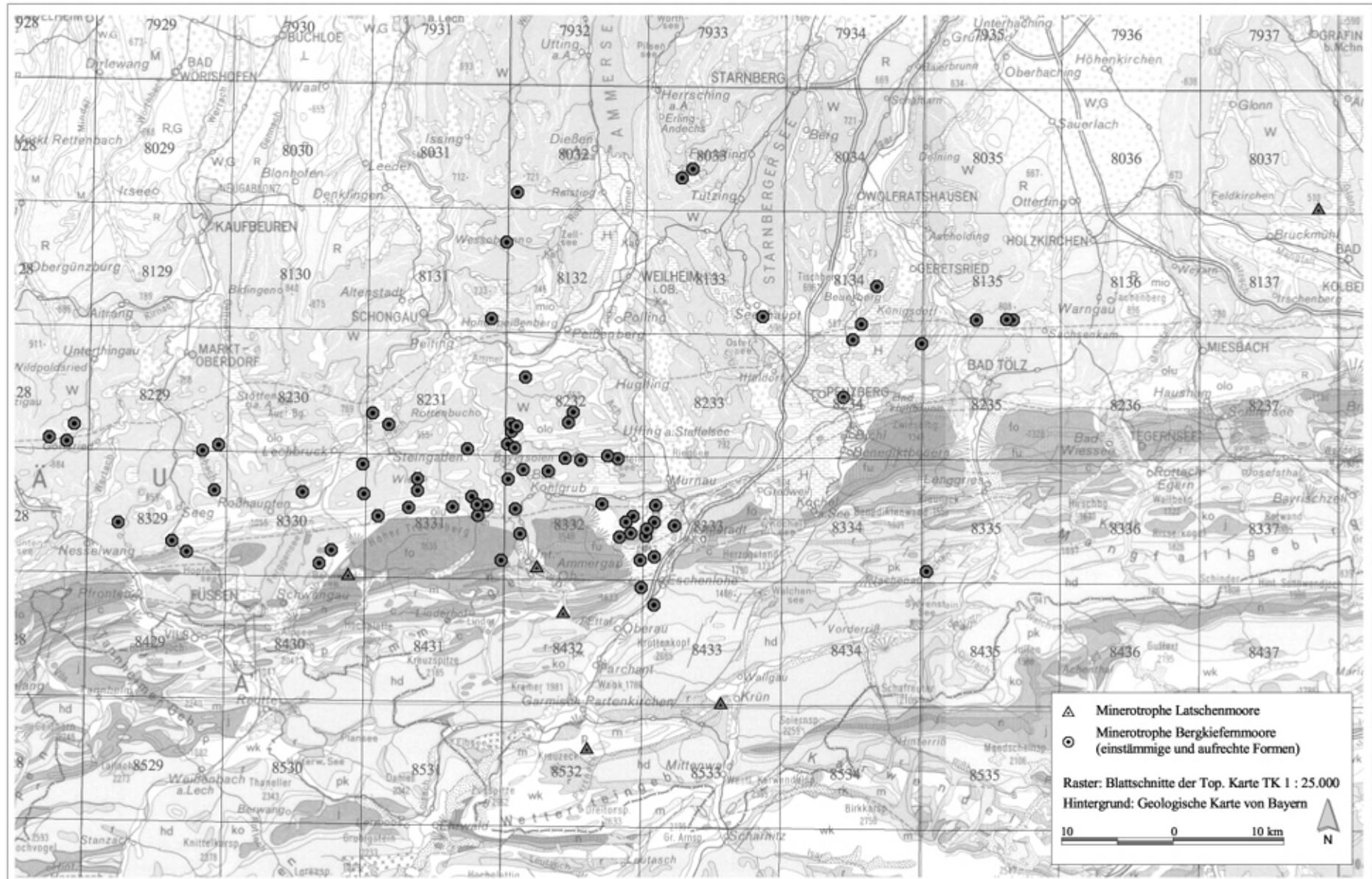


Abbildung 44: Verbreitung minerotropher Latschen- und Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland - Ost

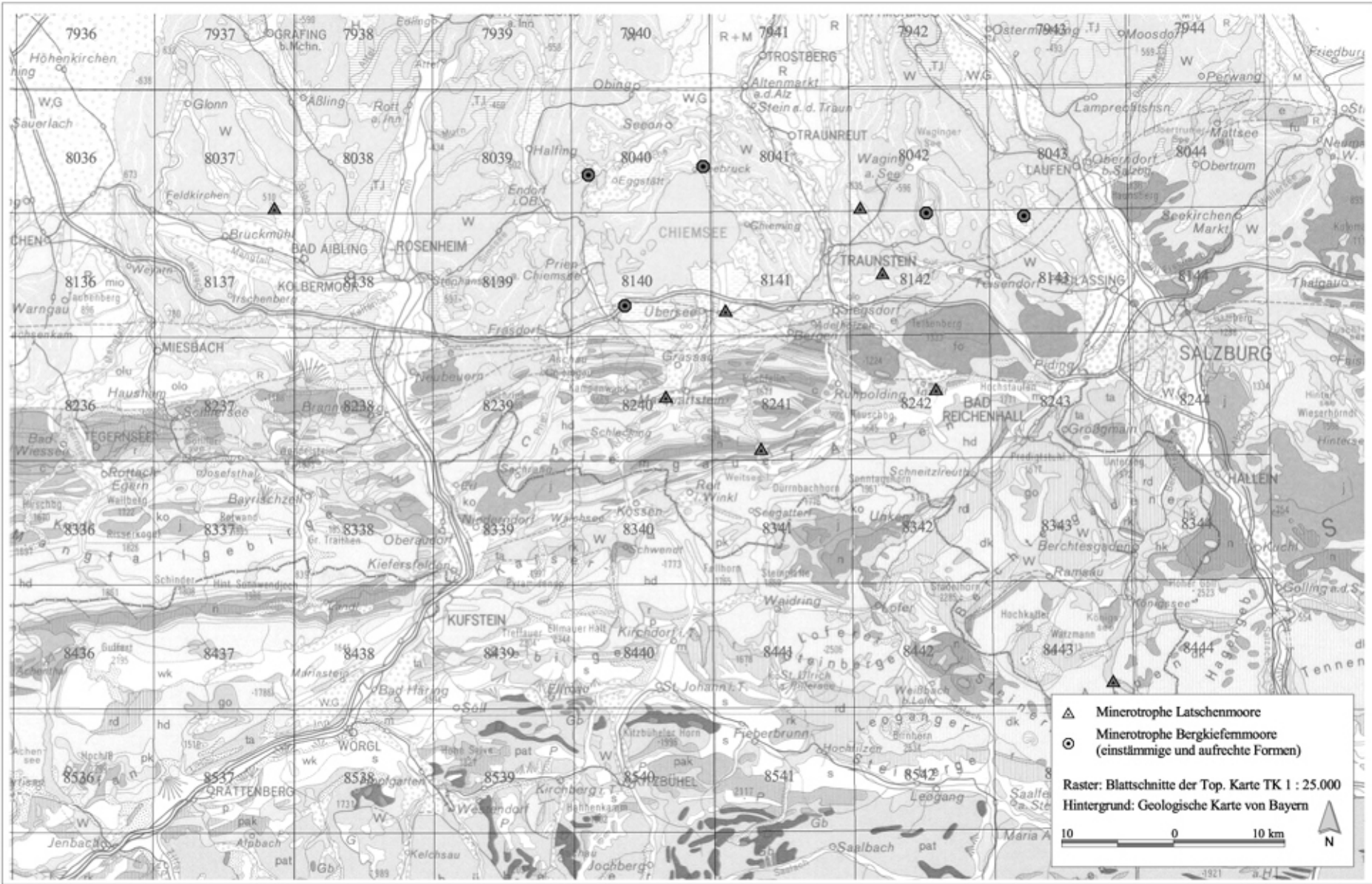


Tabelle 25: Lage der Vegetationsaufnahmen

Tabelle	Lfd.-Nr	nr_orig	Gebiet	Landkreis
Crepis [P]	1	24	Gspaichert	GAP
Crepis [P]	2	30	Murnauer Moos Bärensteig	GAP
Crepis [P]	3	73	Pfrühlmoos	GAP
Crepis [P]	4	V71	Erlwiesfilz	LL
Crepis [P]	5	5	Altenauer Moor	GAP
Crepis [P]	6	V91	Staffelseegebiet	GAP
Crepis [P]	7	V19	Östl. Ammerleite	GAP
Crepis [P]	8	V74	Rohrmoos	WM
Crepis [P]	9	81	Tannenbachfilz	GAP
Crepis [P]	10	V21	Östl. Ammerleite	GAP
Crepis [P]	11	V48	Engenwald/Maderbichl	WM
Crepis [P]	12	V50	Engenwald/Maderbichl	WM
Crepis [P]	13	29	Murnauer Moos Bärensteig	GAP
Crepis [P]	14	V72	Rohrmoos	WM
Crepis [P]	15	61	Altenauer Moor	GAP
Crepis [P]	16	V73	Rohrmoos	WM
Crepis [P]	17	47	Breitenfilz	WM
Crepis [P]	18	28	Altenauer Moor	GAP
Crepis [P]	19	33	Altenauer Moor	GAP
Crepis [P]	20	65	Wildseefilz	WM
Crepis [P]	21	74	Pfrühlmoos	GAP
Crepis [P]	22	W68	Murnauer Moos/Bärensteig	GAP
Crepis [P]	23	V22	Östl. Ammerleite	GAP
Crepis [P]	24	1	Altenauer Moor	GAP
Crepis [P]	25	V11	Pulvermoos	GAP
Crepis [P]	26	V23	Altenauer Moor	GAP
Epipactis [E]	1	85	Hirtmoos bei Schönberg	WM
Epipactis [E]	2	V1	Mehlblockmoos	OAL
Epipactis [E]	3	32	Murnauer Moos Bärensteig	GAP
Epipactis [E]	4	V65	Gotzenbachfilz	GAP
Epipactis [E]	5	V8	Geizenmoos	GAP
Epipactis [E]	6	V34	Pfrühlmoos	GAP
Epipactis [E]	7	21	Bimbaumer Filz	OAL
Epipactis [E]	8	V52	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Epipactis [E]	9	V54	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Epipactis [E]	10	c	Murnauer Moos (Quinger 1983)	GAP
Epipactis [E]	11	V79	Mehlblockmoos	OAL
Epipactis [E]	12	19	Markbachfilz	WM
Epipactis [E]	13	22	Bimbaumer Filz	OAL
Epipactis [E]	14	84	Murnauer Moos/Eschenloher Filz	GAP
Epipactis [E]	15	27	Altenauer Moor	GAP
Epipactis [E]	16	83	Murnauer Moos/Eschenloher Filz	GAP
Epipactis [E]	17	26	Gspaichert	GAP
Epipactis [E]	18	V51	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Epipactis [E]	19	25	Gspaichert	GAP
Epipactis [E]	20	52	Altenauer Moor	GAP
Epipactis [E]	21	14	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Epipactis [E]	22	V38	Schwefelfilz	WM
Epipactis [E]	23	13	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Epipactis [E]	24	64	Kehrer Filz	GAP
Epipactis [E]	25	V37	Schwefelfilz	WM
Epipactis [E]	26	66	Wildseefilz	WM
Epipactis [E]	27	V35	Pfrühlmoos	GAP
Epipactis [E]	28	V33	Pfrühlmoos	GAP
Epipactis [E]	29	V36	Pfrühlmoos	GAP
Epipactis [E]	30	46	Trischelfilz	GAP
Scheuchzeria [S]	1	75	Wildseefilz	WM
Scheuchzeria [S]	2	76	Wildseefilz	WM
Scheuchzeria [S]	3	77	Wildseefilz	WM
Scheuchzeria [S]	4	53	Schwefelfilz	WM
Scheuchzeria [S]	5	72	Pfrühlmoos	GAP
Scheuchzeria [S]	6	48	Breitenfilz	WM
Scheuchzeria [S]	7	58	Altenauer Moor	GAP
Scheuchzeria [S]	8	51	Breitenfilz	WM
Scheuchzeria [S]	9	89	Pulvermoos	GAP
Scheuchzeria [S]	10	45	Trischelfilz	GAP
Scheuchzeria [S]	11	34	Altenauer Moor	GAP

Tabelle	Lfd.-Nr	nr_orig	Gebiet	Landkreis
Scheuchzeria [S]	12	55	Schwefelfilz	WM
Scheuchzeria [S]	13	90	Pulvermoos	GAP
Scheuchzeria [S]	14	68	Wildseefilz	WM
Scheuchzeria [S]	15	49	Breitenfilz	WM
Scheuchzeria [S]	16	V42	Kuhmoos	WM
Scheuchzeria [S]	17	38	Murnauer Moos, Eschenloher Filz	GAP
Scheuchzeria [S]	18	50	Breitenfilz	WM
Scheuchzeria [S]	19	18	Bichelbauernfilz	WM
Scheuchzeria [S]	20	35	Gspaichert	GAP
Scheuchzeria [S]	21	78	Eckwald	WM
Scheuchzeria [S]	22	37	Gspaichert	GAP
Scheuchzeria [S]	23	V80	Staffelseegebiet	GAP
Scheuchzeria [S]	24	V90	Staffelseegebiet	GAP
Scheuchzeria [S]	25	V43	Kuhmoos	WM
Scheuchzeria [S]	26	6	Großer Trauben	RAV
Scheuchzeria [S]	27	88	Attlesee	OAL
Scheuchzeria [S]	28	12	Breiterfilz a. See	GAP
Scheuchzeria [S]	29	59	Altenauer Moor	GAP
Scheuchzeria [S]	30	57	Schwefelfilz	WM
Scheuchzeria [S]	31	V29	Breiterfilz a. See	GAP
Scheuchzeria [S]	32	63	Kehrer Filz	GAP
Scheuchzeria [S]	33	15	Altenauer Moor	GAP
Scheuchzeria [S]	34	31	Murnauer Moos Bärensteig	GAP
Scheuchzeria [S]	35	4	Breitenfilz	WM
Scheuchzeria [S]	36	80	Filz westl. Schweinberg	WM
Scheuchzeria [S]	37	3	Eckwald	WM
Scheuchzeria [S]	38	60	Altenauer Moor	GAP
Scheuchzeria [S]	39	44	Trischelfilz	GAP
Scheuchzeria [S]	40	56	Schwefelfilz	WM
Scheuchzeria [S]	41	V24	Altenauer Moor	GAP
Scheuchzeria [S]	42	17	Bichelbauernfilz	WM
Scheuchzeria [S]	43	V64	Gotzenbachfilz	GAP
Scheuchzeria [S]	44	23	Gspaichert	GAP
Scheuchzeria [S]	45	W17	Murnauer Moos/Bärensteig	GAP
Scorpidium [O]	1	71	Pfählmoos	GAP
Scorpidium [O]	2	V30	Breiterfilz a. See	GAP
Scorpidium [O]	3	V32	Breiterfilz a. See	GAP
Scorpidium [O]	4	V28	Breiterfilz a. See	GAP
Scorpidium [O]	5	V27	Breiterfilz a. See	GAP
Scorpidium [O]	6	V31	Breiterfilz a. See	GAP
Scorpidium [O]	7	62	Kehrer Filz	GAP
Scorpidium [O]	8	41	Murnauer Moos, Eschenloher Filz	GAP
Scorpidium [O]	9	70	Pulvermoos	GAP
Scorpidium [O]	10	69	Pulvermoos	GAP
Scorpidium [O]	11	V44	Kuhmoos	WM
Scorpidium [O]	12	V45	Kuhmoos	WM
Scorpidium [O]	13	V46	Kuhmoos	WM
Scorpidium [O]	14	V56	Schottenmoos	WM
Scorpidium [O]	15	42	Murnauer Moos, Eschenloher Filz	GAP
Scorpidium [O]	16	V55	Schottenmoos	WM
Scorpidium [O]	17	54	Schwefelfilz	WM
Scorpidium [O]	18	43	Trischelfilz	GAP
Scorpidium [O]	19	11	Altenauer Moor	GAP
Scorpidium [O]	20	2	Altenauer Moor	GAP
Typische Call. [Tc]	1	V58	Schwarzlaichmoos	WM
Typische Call. [Tc]	2	V78	Mehlblockmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	3	V25	Altenauer Moor	GAP
Typische Call. [Tc]	4	V59	Schwarzlaichmoos	WM
Typische Call. [Tc]	5	V60	Schwarzlaichmoos	WM
Typische Call. [Tc]	6	V20	Östl. Ammerleite	GAP
Typische Call. [Tc]	7	W74	Murnauer Moos/Bärensteig	GAP
Typische Call. [Tc]	8	V7	Stellenmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	9	V53	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Typische Call. [Tc]	10	W75	Murnauer Moos/Bärensteig	GAP
Typische Call. [Tc]	11	V75	Mehlblockmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	12	20	Markbachfilz	WM
Typische Call. [Tc]	13	V61	Schwarzlaichmoos	WM

Tabelle	Lfd.-Nr	nr_orig	Gebiet	Landkreis
Typische Call. [Tc]	14	V6	Stellenmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	15	V68	Erlwiesfilz	LL
Typische Call. [Tc]	16	V70	Erlwiesfilz	LL
Typische Call. [Tc]	17	V3	Stellenmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	18	V4	Stellenmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	19	V84	Murnauer Moos/Galthüttenfilz	GAP
Typische Call. [Tc]	20	V41	Murnauer Moos/Schmatzerfilz	GAP
Typische Call. [Tc]	21	82	Tannenbachfilz	GAP
Typische Call. [Tc]	22	40	Murnauer Moos, Eschenloher Filz	GAP
Typische Call. [Tc]	23	67	Wildseefilz	WM
Typische Call. [Tc]	24	V67	Moor bei Schnaitt	TÖL
Typische Call. [Tc]	25	9	Großer Trauben	RAV
Typische Call. [Tc]	26	10	Großer Trauben	RAV
Typische Call. [Tc]	27	V69	Erlwiesfilz	LL
Typische Call. [Tc]	28	V5	Stellenmoos	OAL
Typische Call. [Tc]	29	V47	Engenwald/Maderbichl	WM
Typische Call. [Tc]	30	V49	Engenwald/Maderbichl	WM
Typische Call. [Tc]	31	8	Großer Trauben	RAV
Typische Call. [Tc]	32	W76	Murnauer Moos/Bärensteig	GAP
Typische Call. [Tc]	33	V83	Murnauer Moos/Galthüttenfilz	GAP
Typische Call. [Tc]	34	V81	Murnauer Moos/Wiesmahdköchel	GAP
Typische Call. [Tc]	35	V85	Murnauer Moos/Galthüttenfilz	GAP
Typische Call. [Tc]	36	V57	Schottenmoos	WM
Typische Call. [Tc]	37	36	Gspaichert	GAP
Typische Typ. [Tt]	1	V12	Pulvermoos	GAP
Typische Typ. [Tt]	2	V13	Pulvermoos	GAP
Typische Typ. [Tt]	3	V15	Pulvermoos	GAP
Typische Typ. [Tt]	4	V16	Pulvermoos	GAP
Typische Typ. [Tt]	5	V18	Östl. Ammerleite	GAP
Typische Typ. [Tt]	6	V26	Altenauer Moor	GAP
Typische Typ. [Tt]	7	V10	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Typische Typ. [Tt]	8	79	Filz westl. Schweinberg	WM
Typische Typ. [Tt]	9	V14	Pulvermoos	GAP
Typische Typ. [Tt]	10	16	Altenauer Moor	GAP
Typische Typ. [Tt]	11	86	Hirtmoos bei Schönberg	WM
Typische Typ. [Tt]	12	V66	Trischelfilz	GAP
Typische Typ. [Tt]	13	39	Murnauer Moos, Eschenloher Filz	GAP
Typische Typ. [Tt]	14	V62	Schwarzlaichmoos	WM
Typische Typ. [Tt]	15	V2	Mehlblockmoos	OAL
Typische Typ. [Tt]	16	V17	Östl. Ammerleite	GAP
Typische Typ. [Tt]	17	V9	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Typische Typ. [Tt]	18	V82	Lettigenbichler Viehweide	GAP
Typische Typ. [Tt]	19	87	Attlesee	OAL
Typische Typ. [Tt]	20	7	Großer Trauben	RAV
Typische Typ. [Tt]	21	V76	Mehlblockmoos	OAL
Typische Typ. [Tt]	22	V77	Mehlblockmoos	OAL
Typische Typ. [Tt]	23	V40	Murnauer Moos/Schmatzerfilz	GAP
Typische Typ. [Tt]	24	W78	Murnauer Moos/Bärensteig	GAP
Typische Typ. [Tt]	25	V88	Murnauer Moos/ Schlechtenfilz	GAP
Typische Typ. [Tt]	26	V87	Tannenbachfilz	GAP

Arten

Eine größere Zahl der in den minerotrophen Bergkiefernmooren nachgewiesenen Arten ist aus mitteleuropäischen Moorwäldern kaum bekannt. Die z.T. hohe Stetigkeit und das Vorkommen auch in schattigen Bergkiefern-Beständen spricht dafür, daß sie hier wie in Moorwäldern Nordeuropas aber einen natürlichen Lebensraum finden.

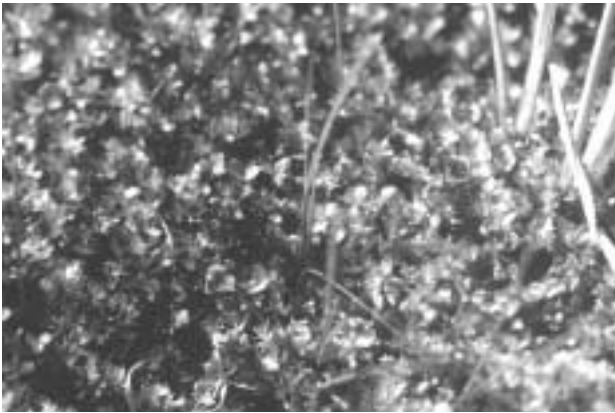


Foto 1: *Cinclidium stygium* (Mniaceae)



Foto 2: *Meesia triquetra* (Meesiaceae)



Foto 3: *Carex chordorrhiza* - Fadenwurzel-Segge



Foto 4: *Carex dioica* - Zweihäusige Segge



Foto 5: *Juncus stygius* - Moorbinse



Foto 6: *Tofieldia calyculata* und *Trichophorum alpinum* - Simsenlilie und Alpen-Wollgras



Foto 7: *Eriophorum latifolium* - Breitblättriges Wollgras



Foto 8: *Menyanthes trifoliata* - Fieberklee

Struktur



Foto 9: *Sphagnum magellanicum*-Bult mit *Menyanthes trifoliata* (Sulzschneider Forst/OAL).



Foto 10: *Polytrichum strictum*-Bult mit *Carex chorrorhiza* u. *Menyanthes tri.* (Murnauer Moos/GAP)

Bult-Schlenken-Struktur: Kennzeichen der minerotrophen Bergkiefernmoore ist der oft kleinräumige Wechsel von Bulten und Schlenken. Dabei dringen minerotrophente Arten häufig bis in das Bultniveau vor. Die homogene Aufnahmefläche stellt sich hier als Mikrostrukturkomplex dar.



Foto 11: Minerotropher *Scheuchzeria palustris*-*Sphagnum cuspidatum*-Schlenkenkomplex (Seilachmoos/OAL).



Foto 12: Lichtes, schwachwüchsiges minerotrophes Bergkiefernmoor (Altenauer Moor/GAP).



Foto 13: Mittelhoher Bestand ohne konkurrierende Baumarten (Lettigenbichler Viehweide/GAP).



Foto 14: Mittelhoher Bestand mit höherem Birkenanteil (Hohenkastener Filz/WM). Im Vordergrund gegenüber Spirke wenig vitale Waldkiefer.



Foto 15 (links): Schwarzerlen-Fichten-Bruchwald mit geringem *Pinus rotundata*-Anteil (Kirchsee Filz/TÖL). Die Struktur ist für den Übergang zum Fichten-Bruchwald bezeichnend.

Struktur - Gehölzschicht: Das Deckungs- und Höhen-Spektrum reicht von kleinwüchsigen und lückigen Beständen im Grenzbe-
reich natürlicher Gehölzfreiheit bis zu höchstens 20 m hohen,
dichten, dann nicht mehr von der Bergkiefer dominierten Moor-
wäldern.

In Foto 12 liegt die Aufnahmefläche seitlich der kleineren Freiflä-
che, der Bestand in Foto 11 ist zumindest für eine dichtere, aus-
dauernde Bergkiefernbestockung bei hier vorliegender Basenarmut
zu naß.

Struktur



Foto 16: Beerstrauch-Bergkiefern-Moorwald (Pfrunger Ried/RAV)



Foto 17: Minerotrophes Bergkiefernmoore (Pfrunger Ried/RAV)

Struktur - Feldschicht: Während in den Bergkiefernmooren saurer Moorstandorte fast allein Torfmoose oder Beersträucher das Bild bestimmen und dadurch relativ uniform wirken, sind die minerotrophen Bergkiefernmoore durch ein größeres Spektrum an Phänotypen (z.B. hochwüchsige oder breitblättrige Arten) strukturell vielfältiger.

Besiedlung



Foto 18: *Scorpidium scorpioides*-Primulo-Schoenetum-*Calluna vulgaris*-Bult-Komplex (Murnauer Moos/GAP)



Foto 19: *Pinus rotundata*-Bestand im Bereich einer *Carex lasiocarpa*-*Carex elata*-Schwingrasen-Verlandung (Barmsee/GAP)



Foto 20: Bergkiefern-Besiedlung eines Drepanoclado-Trichophoretum (Kirchseefilz/TÖL). Der Vegetationstyp dürfte häufig Ausgangspunkt der Entwicklung sein.



Foto 21 (links): *Pinus cembra*-Besiedlung in einem Braunseggen-Moor im Bereich eines schwach aufgewölbten Bults (Zirbenwald bei Obergurgl/Tirol). Genauso wie *Pinus mugo* ist *Pinus cembra* bei der Besiedlung nasser Moore auf erhöhte Kleinstandorte angewiesen.

Foto 22 (rechts): *Cladium mariscus*-*Pinus mugo*-Komplex im Bereich einer druckwasserbeeinflussten Moorbildung (Murnauer Moos/GAP). Die Kiefern sind hier sehr schwachwüchsig (Jahrestrieblänge < 5 cm).

