

Technische Universität München
Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung,
Landnutzung und Umwelt
Department für Ökologie, Fachgebiet Geobotanik

**Untersuchungen zur natürlichen Diversität der bodensaprotrophen
und ektomykorrhizabildenden Großpilze des Dornfarn-Tannen-
Buchenwalds in unterschiedlich genutzten und gestörten
Beständen des Nationalparks Bayerischer Wald und seinem
forstlich genutzten Umfeld**

Christoph Hahn

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

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Wolfgang Oßwald

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Anton Fischer
2. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Reinhard Schopf
3. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Dr. rer. nat. habil. Reinhard Agerer,
Ludwig-Maximilians-Universität München

Die Dissertation wurde am 07.12.2006 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 20.03.2007 angenommen.

Diese Arbeit ist meiner Mutter als Dank für ihre stete Unterstützung gewidmet.

Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die dem Department für Ökologie (Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt) der Technischen Universität München zur Promotionsprüfung vorgelegte Arbeit mit dem Titel *„Untersuchungen zur natürlichen Diversität der bodensaprotrophen und ektomykorrhizabildenden Großpilze des Dornfarn-Tannen-Buchenwalds in unterschiedlich genutzten und gestörten Beständen des Nationalparks Bayerischer Wald und seinem forstlich genutzten Umfeld“* in Weihenstephan (Department für Ökologie) unter der Anleitung und Betreuung durch Prof. Dr. Anton Fischer ohne sonstige Hilfe erstellt und bei der Abfassung nur die gemäß § 6 Abs. 5 angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

Ich habe die Dissertation in keinem anderen Prüfungsverfahren als Prüfungsleistung vorgelegt.

Ich habe den angestrebten Doktorgrad noch nicht erworben und bin nicht in einem früheren Promotionsverfahren für den angestrebten Doktorgrad endgültig gescheitert.

Die Promotionsordnung der Technischen Universität München ist mir bekannt.

München, den

.....

Unterschrift

Index

1 Einleitung	4
2 Untersuchungsgebiet	8
2.1 Standortbedingungen und Vegetation	8
2.2 Der Nationalpark Bayerischer Wald	10
3 Untersuchungsflächen	12
3.1 Variantenkonzept	12
3.2 Räumliche Verteilung über den NP	12
3.3 Kriterien der Auswahl der Untersuchungsbestände	12
3.4 Flächenbeschreibungen	13
3.5 Bodenkundliche Charakterisierung	16
3.6 Bestandesklima	23
3.7 Struktur	30
4 Eingriffsindex	37
4.1 Auswahl der berücksichtigten Faktoren	37
4.2 Entwicklung des Eingriffsindex	37
4.2.1 Stubbenindex	38
4.2.2 Wegindex	39
4.2.3 Zusammenfassung zu einem Eingriffsindex	40
4.3 Eigenschaften des Eingriffsindex	41
5 Mykologische Aufnahmen und ihre Auswertung (Statistik)	42
5.1 Material	42
5.2 Methoden	42
5.2.1 Datenerhebung	42
5.2.2 Datenauswertung	43
6 Ergebnisse	52
6.1 Charakterisierung der Varianten anhand ihres Arteninventars	52
6.1.1 Verteilung der Arten auf die ökologischen Gruppen	52
6.1.2 Charakteristische Taxa für Varianten / Flächen	55
6.1.3 Naturschutzfachlich bedeutsame Arten	65
6.1.4 Bemerkenswerte Nachweise	69
6.1.5 Analyse der Pilzartengemeinschaften	71
6.2 Artendiversität	86
7 Diskussion	96
8 Zusammenfassung	123
9 Danksagung	126
10 Literatur	127
Anhang	138

1 Einleitung

Unter ‚Biodiversität‘ wird die genetische, die Arten- sowie die ökosystemare Vielfalt verstanden (vergl. WILCOX 1984). Da dieser Begriff sehr umfassend ist, wird er für spezielle Fragestellungen meist auf einen der drei Teilbereiche reduziert und/oder regionalisiert (z. B. in einem Land oder Landkreis, in einem Waldbestand, in einer Klimaregion oder auf der ganzen Erde). In diesem Projekt wird Biodiversität der Organismengruppe der bodensaprotrophen und ektomykorrhizabildenden Pilze mit makroskopisch gut sichtbaren Fruchtkörpern („Großpilze“) auf der Maßstabsebene des Bestandes analysiert, dabei aber in den Rahmen der Biodiversitätsbetrachtung auf regionaler und globaler Ebene gestellt.

Seit rund zwei Jahrzehnten ist das Stichwort „Biodiversität“ in enge Beziehung zum Nachhaltigkeitsbegriff getreten, und dieser Themenverbund Nachhaltigkeit/ Biodiversität wird die Menschheit im 21. Jahrhundert essentiell beschäftigen. Die Themenverknüpfung steht für das Bemühen der Menschheit, die Welt auch weiterhin langfristig nutzbar und gleichzeitig lebenswert zu erhalten. Das gilt für alle Landschaftsebenen von global bis lokal und bezieht sich damit unmittelbar auf die Aktivität des landnutzenden Menschen vor Ort, z.B. in jedem Waldbestand. Der Begriff der Nachhaltigkeit wurde insbesondere durch den Brundtland-Bericht (UNITED NATIONS 1987) definiert.

Je geringer der anthropogene Einfluss auf Ökosysteme ist, desto höher wird deren Naturnähe eingeschätzt. Am einen Ende des Naturnähegradienten von Wäldern stehen völlig unbeeinflusste Ökosysteme, am anderen künstliche Plantagen. Natürliche Wälder im Sinne von „völlig unberührt“ gibt es in Europa nicht mehr; Wälder sind aber im Vergleich zu anderen Formationen als relativ naturnah einzustufen. Für Waldökosysteme kann in Europa ein Gradient von „sehr naturnah“ bis „kulturbestimmt“ angegeben werden (PLACHTER et al. 2000). Naturnähe wird im Rahmen des Programms „Naturnahe Waldwirtschaft“ übereinkunftsgemäß (BMBF Arbeitskreise „Flora“ und „Fauna“, Freising 14./15. März 2002) folgendermaßen definiert:

Naturnähe ist ein Maß für die Ähnlichkeit einer aktuellen Situation mit einem natürlichen Zustand. Der natürliche Zustand ist die sich zum Referenzzeitpunkt (in

der Regel: heute) und in der Zeit davor unter den ökologischen und anthropogen bedingten Rahmenbedingungen (Klima, Boden, Zugang/Abgang von Arten, Immissionen) entwickelnde Kombination von Arten, wenn kein direkter Einfluss des Menschen besteht. Die Einschätzung der Naturnähe basiert auf folgenden Kriterien:

- *potentiell natürliche Vegetation*
- *Struktur* (LEIBUNGUT 1959, KORPEL 1995, z.B. Baumartenmischung, Patchiness, Totholzanteil)
- *Flächengröße*
- *Konnektivität* (Verknüpfung von Populationen und Lebensräumen durch "Trittsteine").

Für die Bewertung von Strukturen müssen entsprechende Konzepte entwickelt werden. Die Einschätzung der Naturnähe erfolgt auf unterschiedlichen räumlichen Skalenebenen, die sich in den Indikatoren unterscheiden.

Aufgrund der Grundkonzeption des Projektes ist ein Vergleich ungenutzter und damit relativ naturnaher sowie genutzter und damit naturfernerer Bestände möglich bzw. vorgesehen. Damit ist die Unterscheidung von natürlicher Störung („Borkenkäferbefall“ in ungenutzten Beständen) und anthropogenen (forstlichen) Eingriffen („Einzelstammnutzung“ und „Räumung“) verbunden. Als Referenz dienen die naturnäheren Bestände (die Varianten „Ungenutzt“ und „Borkenkäferbefall“), und es soll eine natürliche Diversität aus diesen abgeleitet werden.

Der Begriff „natürliche Diversität“ wird in dieser Untersuchung grundsätzlich als die Diversität natürlicher Bestände verstanden; das ist in mitteleuropäischen Wäldern die Diversität eines Urwaldes. Da auch im Bayerischen Wald echte Urwälder fehlen, wurden als naturnahe Referenz solche Bestände gewählt, die seit mindestens 25 Jahren aus der Nutzung herausgenommen sind. Länger ungenutzte Wälder mit einer urwaldähnlichen Bestandesstruktur sind im Nationalpark Bayerischen Wald zwar vorhanden, aber nur sehr kleinräumig vertreten und auf Sonderstandorte beschränkt. Wegen des Sonderstandorts und damit verbundenen unterschiedlichen Umweltbedingungen konnten diese Flächen in dieser Studie nicht berücksichtigt werden. Es kann hier also lediglich eine „naturnahe“ Diversität abgeleitet werden.

Die Herausbildung eines bestimmten Maßes der Biodiversität lässt sich am besten vergleichend untersuchen. Im Rahmen dieses Projektes wurden standörtlich vergleichbare Waldbestände untersucht, die sich wie folgt unterscheiden:

- Variante „*Urwald von morgen*“ (Referenzvariante): Seit mehreren Jahrzehnten ohne direkten Eingriff des Menschen, also auf dem Weg vom ehemaligen Wirtschaftswald zum zukünftigen „Urwald“.
- Variante *Borkenkäferbefall*: Forstlich un gelenkt, derzeit aber ohne lebende Baumschicht, da die Bäume durch Borkenkäferbefall stehend abgestorben sind (Verlust der Baumschicht ohne mechanische Bodenstörung).
- Variante *Einzelstammnutzung*: ortsübliche Waldbewirtschaftung.
- Variante *Räumung nach Borkenkäferbefall*: sofortiges Entfernen der befallenen Bäume mit jedem zur Verfügung stehenden technischen Werkzeug.

Kein Waldgebiet in Deutschland bietet sich für derartige Forschung so ausgezeichnet an wie der Nationalpark Bayerischer Wald und sein forstlich genutztes Umfeld:

- Großflächiges Waldgebiet, das erst vor zwei Jahrhunderten in Nutzung genommen wurde, aber sein Waldkleid nie flächig verloren hat.
- Nationalpark seit 1970, Ausweisung von Reservatzonen mit Aussetzen jeglicher direkter Einflussnahme seit etwa 1975; es handelt sich also um Wälder, die - von einem relativ naturnahen Zustand ausgehend - in eine un gelenkte Entwicklung entlassen sind und diesem Weg seit etwa 3 Jahrzehnten folgen.
- Forstlich genutztes Umfeld mit vergleichbaren abiotischen Rahmenbedingungen wie im Nationalpark.
- Schutzgebiet, dessen Aufgabe u. a. gerade die Waldforschung ist, das also eine besonders günstige Infrastruktur für Waldforschung bietet.

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf den montanen Bergmischwald, ausgedrückt als potentielle natürliche Vegetation: Dornfarn-Tannen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum, vergleiche FISCHER 2003).

Es ist davon auszugehen, dass nicht alle Gruppen von Lebewesen in einem bestimmten Raum auf bestimmte Eingriffe hinsichtlich Artenpräsenz gleich reagieren. Aus diesem Grund wurden neben den terrestrischen Großpilzen zeitgleich die bodennahe Käferzönose sowie die Bodenflora bzw. die Bodenvegetation untersucht.

Die Ergebnisse aller drei Teilprojekte werden von FISCHER et al. (2002) zusammengefasst. Die vorliegende Studie beschränkt sich auf die Untersuchungen zur Pilzflora, speziell der symbiontischen (ektomykorrhizabildenden) und bodensaprotrophen (streuzersetzenden) Großpilzflora. Unter dem Begriff „Großpilz“ werden Pilze mit makroskopisch gut sichtbaren Fruchtkörpern (ab ca. 1 mm Größe) verstanden.

Für heimische Waldökosysteme sind gerade die Ektomykorrhizapilze als Symbiosepartner der Bäume ein, wenn nicht gar der entscheidende Faktor. In der Vergangenheit wurden zumeist holzbewohnende Großpilze für Vergleiche zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern herangezogen, so z. B. von Nuss (1999). Die lignicole Pilzflora ist aber primär vom Faktor Totholz abhängig. Dieser ist zwar wiederum mit der Vorgeschichte des Bestandes gekoppelt, da im Wirtschaftswald im Durchschnitt weniger Totholz, insbesondere größerer Dimensionen, als im Naturwald vorkommt. Auf der anderen Seite ist aber neben dem direkten Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung vor allem die Abhängigkeit der Artengemeinschaft von kleinräumigen Strukturen der entscheidende Faktor für die Ausbildung der lignicolen Pilzzönosen bei vergleichbaren abiotischen Bedingungen der untersuchten Bestände (z.B. Abhängigkeit von Substratparametern wie Substratart, Substratdurchmesser, Zersetzungsgrad des Substrates usw., vergl. BADER et al. 1995, GROVEN et al. 2002, HAHN & BLASCHKE 2005, HEILMANN-CLAUSSEN & CHRISTENSEN 2003, HØILAND & BENDIKSEN 1997, JONSSON & JONSELL 1999, KRUYIS et al. 1999, KRUYIS & JONSSON 1999, LINDBLAD 1998, NORDÉN et al. 2004, OHLSEN et al. 1997, PENTTILÄ et al. 2004, RENVALL 1995, SIPPOLA & RENVALL 1999, SIPPOLA et al. 2001, SIPPOLA et al. 2004, STOKLAND 2001, STOKLAND & KAUSERUD 2004). Der Hauptgrund für die Wahl der ektomykorrhizabildenden Großpilze in der vorliegenden Studie liegt in der immensen Wichtigkeit dieser ernährungsphysiologischen Gruppe für die Verjüngung der vom Borkenkäfer betroffenen Varianten. Der Wald von morgen wird bereits jetzt im Bereich der Verjüngung von den Mykorrhizapilzen von heute geprägt und bestimmt.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Standortbedingungen und Vegetation

Die Untersuchungen wurden im Bayerischen Wald durchgeführt (Abb. 1). Dies ist eine südostdeutsche Mittelgebirgslandschaft mit einer maximalen Gipfelhöhe von 1.456 m. Der Bayerische Wald ist hauptsächlich aus Gneisen aufgebaut, die aus präkambrischen Gesteinen hervorgegangen sind und an der Wende Präkambrium/Kambrium deformiert wurden (HENNINGSEN & KATZUNG 1998). In diese Gneise sind im Karbon (vor ca. 300 Mio. Jahren) Granite eingedrungen (HENNINGSEN & KATZUNG 1998), die besonders im östlichen Teil des Bayerischen Waldes anstehen. Während der Eiszeiten waren die Hochlagen vergletschert; dadurch wurde die geomorphologische Erscheinung durch Kare, Karseen, Moränenwälle und Blockmeere verändert. Die glaziale Überprägung hatte außerdem durch die Bildung von Schuttdecken einen großen Einfluss auf die Bodenbildung. Drei Gruppen von Bodenformen werden nach ELLING et al. (1987) unterschieden: (i) Fels- und Blockböden, (ii) Sand- und Lehmböden, (iii) Nassböden. Der wichtigste Bodentyp in den Tallagen und unteren Hanglagen sind Braunerden, in den Hochlagen dagegen findet Podsolierung statt und es stehen Podsol-Braunerden, Braunerde-Podsole und reine Podsole an (RALL 1995). In vernässten Bereichen findet man zudem staunässe- oder grundwasserbeeinflusste Mineralböden sowie organische Böden wie Nieder-, Übergangs- und Hochmoore (RALL 1995).

Das Klima des Bayerischen Waldes hat, bedingt durch seine geographische Lage, sowohl atlantische als auch kontinentale Tönung (RALL 1995). Im Sommer führen atlantische feuchte Luftmassen häufig zu ergiebigen Niederschlägen, im Winter steht das Gebiet oft unter dem Einfluss kontinentaler Hochdruckgebiete. Im Vergleich zu anderen Mittelgebirgen oder den Nordalpen ist es im Bayerischen Wald (auf gleicher Höhe über dem Meeresspiegel) kälter; in den Hochlagen über 1.200 m beträgt die Jahresmitteltemperatur 3 bis 4,5 °C. Ein weiteres Charakteristikum sind die ergiebigen Niederschläge (1.300 bis 1.800 mm Jahresniederschlag in den Hochlagen) und die lange Schneebedeckung.

Der Hauptkamm des Bayerischen Waldes, im Wesentlichen das Gebiet des Nationalparks, ist größtenteils bewaldet, wobei drei klimatisch und edaphisch bedingte Vegetationszonen unterschieden werden (RALL 1995):

- In den Tallagen unterhalb 900 m NN Aufichtenwald. Hier sammelt sich kalte Luft, und der Boden ist feucht, stellenweise auch nass.
- Zwischen 900 und 1.200 m NN Mischwälder mit Fichte (*Picea abies*), Tanne (*Abies alba*) und Buche (*Fagus sylvatica*) mit für Baum- und Waldwachstum relativ günstigen klimatischen und edaphischen Bedingungen („Bergmischwald“).
- Oberhalb 1.200 m NN, mit niedrigen Temperaturen und langer Schneebedeckung, Fichtenwälder mit wenig eingestreuten Laubhölzern, z. B. Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*); „Hochlagenfichtenwald“.

In dieser Studie wird der Bergmischwald untersucht.

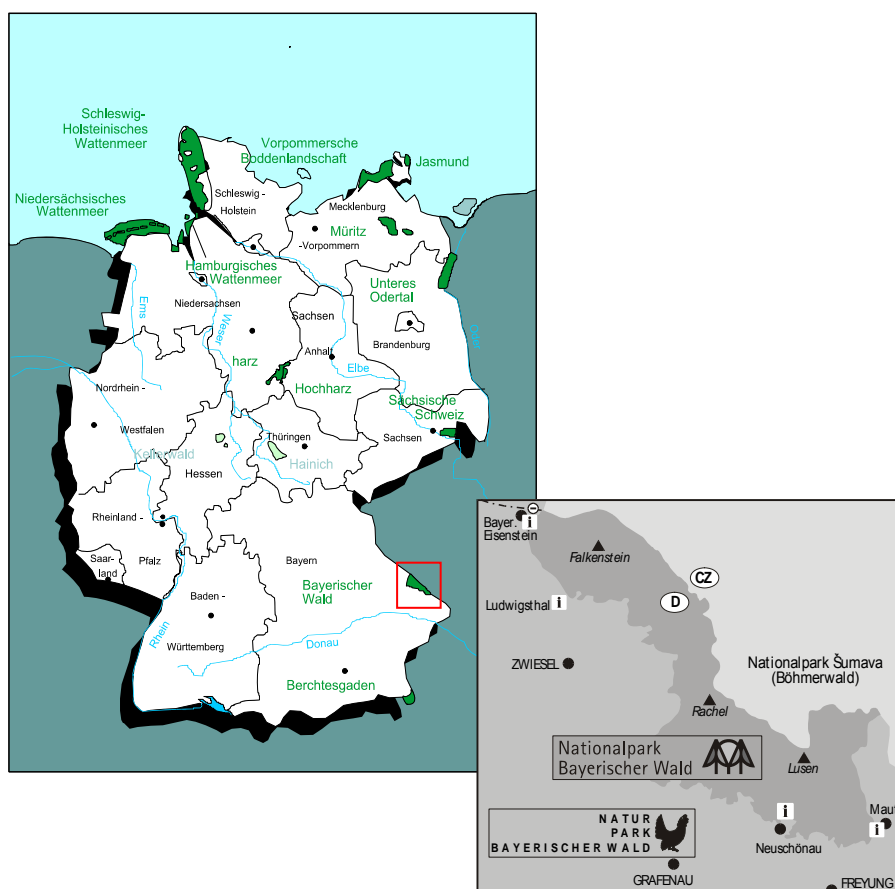


Abb. 1: Lage des Nationalparks Bayerischer Wald in Deutschland (mit freundlicher Genehmigung des NP Bayerischer Wald).

2.2 Der Nationalpark Bayerischer Wald

Der Nationalpark Bayerischer Wald wurde 1970 mit dem Ziel gegründet, eine bewaldete Mittelgebirgslandschaft zu erhalten und eine ungestörte Dynamik der Lebensgemeinschaften zu ermöglichen. Das ursprüngliche als Nationalpark ausgewiesene Gebiet von ca. 13.000 ha („Altgebiet“) wurde 1997 um die Fläche des Forstamtes Zwiesel erweitert. Insgesamt nimmt der Nationalpark jetzt eine Fläche von ca. 24.000 ha ein. Im Altgebiet des Nationalparks wurde die forstwirtschaftliche Nutzung in der Kernzone in den 1970er Jahren eingestellt; im Randbereich finden Eingriffe nur zur Bekämpfung der Borkenkäferkalamität statt. Die Erweiterungszone wurde bis 1997 im Plenter- oder Femelschlagverfahren genutzt. Das sind relativ naturnahe Formen der Waldbewirtschaftung, die auch in den um den Park liegenden Wäldern auf großer Fläche angewendet werden. Im Gegensatz zu diesen relativ schonenden Verfahren der Holznutzung wird bei Borkenkäferbefall in einer 500 bis 1.500 m breiten Randzone des Nationalparks der Bestand geräumt, um ein Übergreifen der Insekten auf angrenzende Privatwälder zu verhindern. Diese Räumungen stellen einen massiven Eingriff in das Waldökosystem dar.

Der Buchdrucker (*Ips typographus*) ist im Bayerischen Wald für das großflächige Absterben der Fichte verantwortlich. Diese Art befällt besonders alte und geschwächte Bäume und tötet sie durch eine Unterbrechung des Saftflusses ab. Nachdem die Fichten Borke und Nadeln verloren haben, bleiben die Baumskelette 15 bis 20 Jahre stehen (SCHOPF & KÖHLER 1995), bis Sturm sie zu Fall bringt. Die Borkenkäfergradation hat ihren Ursprung in den Jahren 1983 und 1984, als nach Windwürfen ein großes Totholzangebot und geschwächte Bäume die Vermehrung der Insekten begünstigte. Im Jahr 1989 war ein erster Höhepunkt der Borkenkäfervermehrung erreicht: In einem Jahr wurden damals im Altgebiet des Nationalparks 68 ha befallen (NÜBLEIN et al. 2000). Da die Ausbreitung in den folgenden Jahren abnahm, wurde 1991 vermutet, dass die Kalamität bald zu einem Ende kommen würde. Aber im Jahr 1992 und den folgenden Jahren breitete sich der Buchdrucker schnell aus, vermutlich wegen relativ hohen Temperaturen, Trockenheit und Mastjahren der Fichte (HEURICH et al. 2001). Im Sommer 1998 war der Fichtenaltbestand auf 2.148 ha des Nationalparks abgestorben (NÜBLEIN et al. 2000). Zwischen Herbst 1999 und Herbst 2000 wurden 605 ha neu befallen und die Fläche der durch Buchdruckerbefall abgestorbenen Fichtenbestände ist auf 3.712 ha

angewachsen (HEURICH et al. 2001). Die neuesten verfügbaren Daten (LFW 2004, Stand von 2003) geben eine Fläche abgetöteter Fichtenbestände von 3.820 ha für den Altpark an, davon 2.037 ha in den Hochlagen. Damit sind 29% der Fläche des Altparks und 89% der Hochlagen des Altparks betroffen.

Im Nationalpark Bayerischer Wald und den angrenzenden Forstrevieren besteht die einzigartige Möglichkeit, natürliche Störungen von längerfristig ungenutzten Beständen, wie sie der Borkenkäferbefall darstellt, mit solchen durch forstwirtschaftliche Nutzung zu vergleichen.

3 Untersuchungsflächen

3.1 Variantenkonzept

Die Auswahl der Bestände, in denen die Untersuchungsflächen liegen, richtete sich primär nach den vier untersuchten Varianten:

Variante 1: Ungenutzt	“Urwald von morgen” – Referenzvariante; seit 20-30 Jahren nicht mehr genutzt.
Variante 2: Borkenkäferbefall	wie Referenzvariante, aber derzeit ohne lebende alte Fichten.
Variante 3: Einzelstammnutzung	Forstlich genutzter Wald; im Nationalparkumfeld bzw. im Erweiterungsgebiet, das bis 1997 forstlich bewirtschaftet wurde und in dem bis 2017 Pflegeeingriffe erlaubt sind.
Variante 4: Räumung	Intensiveingriff (Borkenkäferbekämpfung) in der Randzone des Nationalparks.

3.2 Räumliche Verteilung über den NP

Für jede der vier Varianten wurden drei Bestände ausgewählt. Hierbei wurde darauf geachtet, dass die Bestände zum einen standörtlich und waldstrukturell möglichst homogen und zum anderen mindestens 2000 m² groß sind. Außerdem sollten die einzelnen Varianten jeweils relativ nahe beieinander liegen, die Wiederholungen aber möglichst über den gesamten Nationalpark verteilt sein, um das Nationalparkgebiet möglichst gut abzudecken.

3.3 Kriterien der Auswahl der Untersuchungsbestände

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten war eine Einengung des standörtlichen Spektrums nötig. Die Auswahlkriterien (1) Waldgesellschaft, (2) Höhe über NN, (3) Exposition, (4) Neigung, (5) Bodenfeuchte, (6) dominierende Baumart und Baumartenzusammensetzung sowie (7) Bestandesalter wurden qualitativ und

auch quantitativ festgelegt und diese mittels GIS (Geographisches Informationssystem) verschnitten (Tab. 1). Mit der so entwickelten Karte und mit zusätzlichen Informationen von Seiten der Nationalparkverwaltung (z.B. Luftbilddauswertungen, Revierbücher) wurden Bestände gezielt begangen, begutachtet und potentielle Untersuchungsflächen eingegrenzt.

Tab. 1: Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsflächen.

Kriterien	Ansprüche
Waldgesellschaft	Montaner Dornfarn-Tannen-Buchenwald
Höhe über NN	Zwischen 700 und 1.000 m über NN
Exposition	bei Neigung > 5° keine Nordexposition
Neigung	< 15°
Bodenfeuchte	keine vernässten Böden
dominierende Baumart / Baumartenzusammensetzung	Fichte ca. 80%, Buche 20%
Bestandesalter	ca. 80 bis 120 jährig

3.4 Flächenbeschreibungen

Auf die in Kapitel 3.3 benannte Weise wurden im Jahr 1999 pro Variante jeweils drei Untersuchungsflächen ausgewählt, die sich über die gesamte Bergmischwaldregion des Nationalparks erstrecken (Abb. 2).

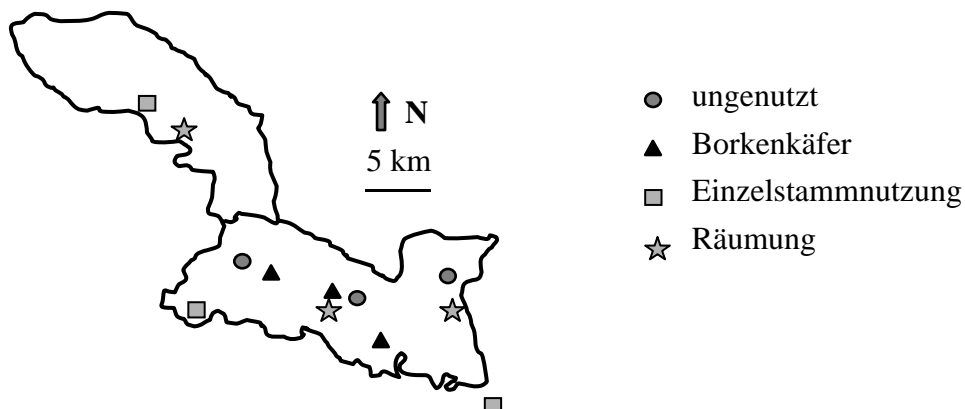


Abb. 2: Karte des Nationalparks Bayerischer Wald mit den 12 Untersuchungsflächen.

Acht Untersuchungsflächen liegen im Altgebiet des Nationalparks, zwei im Erweiterungsgebiet (Zwieseler Winkel), eine Fläche in einem bei der Nationalparkerweiterung mit angeschlosssem kleinen Erweiterungsgebiet (bei Spiegelau/Klingenbrunn) und eine weitere im Bereich des Forstamts Freyung knapp außerhalb des Nationalparks.

Jede Untersuchungsfläche wurde mit einer Wetterstation zur Messung von Strahlung und Temperatur bestückt. Während der Laufzeit des Projekts (von 1999 bis 2001) sind einige der Datalogger ausgefallen, weshalb der Datensatz Lücken enthält.

Nach der Verpflockung der ausgewählten Untersuchungsflächen erfolgte eine detaillierte Charakterisierung und Vermessung. Daten zum geologischen Untergrund, zu Bodenart und -typ sowie zur Vegetation wurden dem Geografischen Informationssystem des Nationalparks oder entsprechenden Karten entnommen (BAUBERGER 1977a, b). Messungen zu Höhe über NN, Exposition und Hangneigung wurden im Gelände durchgeführt und die Koordinaten der Untersuchungsflächen mit einem GPS-Gerät (Fa. Garmin, E-Trex SUMMIT) ermittelt. In Tab. 2 sind die wichtigsten standörtlichen Parameter zusammengestellt.

Tab. 2: Charakterisierung der zwölf Untersuchungsflächen. *Kursiv gedruckt* sind die intern verwendeten Flächenbezeichnungen.

Fläche Nr.*	Bezeichnung**	Koordinaten NE	Flächen-größe (m ²)	Höhe über NN	Exposition	Neigung	geologischer Untergrund	Boden-art	Vegetation
1.1	<i>Scharriegel</i> XXXIV-3-0 Scharriegel	48°56,750'/ 013°32,956'	2700	940-950 m	Süd	10°	verfestigter, eiszeitlicher Schutt; Moränenwall	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald (Übergang zu Hochlagen- Fichtenwald)
1.2	<i>Guglöd</i> XI-5-0 Klitzlauhäng	48°56,234'/ 013°26,133'	3850	840-850 m	Nord	3°	Übergang: Metatektischer Cordierit-Sillimanit-Gneis/stark steiniger, sandiger Lehm	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
1.3	<i>Gfällparkplatz</i> VI-2-11/0 Schachtenriegel	48°57,349'/ 013°22,727'	3400	880-890 m	West	11°	verfestigter, eiszeitlicher Schutt	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
2.1	<i>Tierfreigelände</i> XVII-4-6 Schönbuchet	48°54,438'/ 013°29,368'	2350	860-880	Westwest- nord	9°	verfestigter, eiszeitlicher Schutt	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
2.2	<i>Guglöd</i> XI-5-1 Klitzlauhäng XI-4-0 Weitauhäng	48°56,261'/ 013°25,695'	3800	840-850 m	Nord	3°	Übergang: Metatektischer Cordierit-Sillimanit-Gneis/stark steiniger, sandiger Lehm	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
2.3	<i>Lärchenberg</i> VI-4-0 bzw. 1 Feistenhäng	48°56,832'/ 013°23,327'	2900	860-870 m	Südwest	10°	verfestigter, eiszeitlicher Schutt; älterer Finsterauer Kristallgranit	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
3.1	<i>Annathal</i> XVII-8-a-0/1 Bockau	48°52,575'/ 013°37,586'	4200	800-820 m	Südwest	7-8°	Verfestigte Fließerde „Firneisgrundscht“	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
3.2	<i>Geißberg</i> IX-3a-1 Filzwald	48°55,624'/ 013°20,789'	3200	750 m	Nordost	3°	stark steiniger, sandiger Lehm	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
3.3	<i>Scheuereck</i> 52.8.b ⁰ Totenschädel	49°03,585'/ 013°18,096'	3550	700-710 m	West	10°	Übergang: Cordierit-Sillimanit- Gneis/feinkörniger Granit	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald
4.1	<i>Geiermais</i> XXIX-5-0 Geiermais	48°55,474'/ 013°33,349'	4750	840-850 m	Nordost	4°	verfestigter, eiszeitlicher Schutt; Talfüllung	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald (ehemals) jetzt: Himbeerschlagflur
4.2	<i>Guglöd</i> XI-b-2 bzw. 1 Taferlruck	48°56,153'/ 013°25,444'	3300	820-830 m	Südwest	2°	Übergang: Metatektischer Cordierit-Sillimanit-Gneis/ stark steiniger, sandiger Lehm	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald (ehemals) jetzt: Himbeerschlagflur
4.3	<i>Buchenau</i> 55.3.b ⁰ Jungmaierschlag	49°02,684'/ 013°19,422'	2150	920-930 m	Südwest	14°	Cordierit-Sillimanit-Gneis	Lehm	Dornfarn-Tannen- Buchenwald (ehemals) jetzt: Himbeerschlagflur

*1.2 → Variante 1; Fläche 2

**55.3.b⁰ → Distrikt 55, Abteilung 3, Unterabteilung b, Bestandesform⁰

Für die Untersuchungsflächen der Varianten „Borkenkäferbefall“ und „Räumung“ wurde der Zeitpunkt des Eingriffs bzw. der Störung über die Auswertung von Luftbildern, die im Nationalpark jährlich angefertigt werden, bestimmt (Tab. 3). Die Altlichten zweier Untersuchungsflächen der Variante „Ungenutzt“ (1.1 und 1.2) wurden im Jahr 1999 vom Buchdrucker befallen. Im Frühjahr 2000 starben die Fichten ab und verloren ihre Nadeln.

Tab. 3: Zeitlicher Überblick über Borkenkäferbefall und Räumung auf den entsprechenden Flächen

	Flächen-Nr.	Borkenkäferbefall	Räumung
ungenutzt	1.1.	1999/2000	
	1.2.	1999/2000	
	1.3.		
Borkenkäferbefall	2.1.	Erstbefall 1997, komplett 1998	
	2.2.	Erstbefall 1995, komplett 1998	
	2.3.	1997	
Einzelstammnutzung	3.1.		
	3.2.		
	3.3.		
Räumung	4.1.	Einzelbäume 1994, komplett 1996	Ersteinschlag 1996, total geräumt 1997
	4.2.	Erstbefall 1995, komplett 1996	Ersteinschlag 1995, total geräumt 1996
	4.3.	1997	1997

3.5 Bodenkundliche Charakterisierung

Allgemeines

Für die in diesem Projekt untersuchten Organismengruppe stellen die Bodeneigenschaften einen wichtigen Standortfaktor dar und beeinflussen damit potentiell deren Diversität. Aus diesen Gründen wurden auf allen 12 Untersuchungsflächen umfangreiche Bodenuntersuchungen durchgeführt. In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse dargestellt und Unterschiede zwischen Varianten und Untersuchungsflächen diskutiert.

Material und Methoden der bodenkundlichen Charakterisierung

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden 7 bis 9 Stellen beprobt; dabei wurden Typen der Bodenbedeckung (wie Zwergsträucher, Gehölzverjüngung, Gräser, Kräuter, Häckselgut, vegetationsfrei) entsprechend ihres Flächenanteils berücksichtigt. Ein Einschlag mit dem Pürckhauer Bohrstock erfolgte für die Ansprache von Bodenart und Bodentyp sowie zur Ermittlung der Durchwurzelbarkeit (zum Begriff Durchwurzelbarkeit siehe AG BODEN 1996).

Die Bodenhorizonte lassen sich grob wie folgt einteilen (siehe AG BODEN 1996):

- organische Auflage: L-, O-, H-Horizonte
- mineralischer Oberboden (Anreicherung von Humus, Auswaschung einzelner Elemente): A-Horizonte
- mineralischer Unterboden (Mineralumwandlung, Einwaschungen): B-Horizonte
- mineralischer Untergrund (kaum verändertes Ausgangsgestein, rein physikalische Verwitterung): C-Horizonte

Unmittelbar neben der Einschlagstelle wurde ein quadratischer Stechrahmen mit der Kantenlänge von 10 cm eingeschlagen. Die organischen Auflagehorizonte innerhalb des Stechrahmens wurden vorsichtig abgetragen und dabei die Humushorizonte getrennt. Teilweise war die Trennung von L- und Of-Horizont auf Grund starker Durchwurzelung durch Gräser nicht möglich; es wurde dann ein Mischhorizont ausgeschieden. Nach dem Abtragen der Auflagehorizonte wurde in zwei Ecken des Rahmens ein Bohrstock (Durchmesser 2,5 cm) eingeschlagen und das Material in den Mineralbodenschichten 0 bis 5 cm und 5 bis 10 cm entnommen

Die pH Messung erfolgte unmittelbar nach der Probenahme in destilliertem Wasser für die Mineralbodenschicht von 0 bis 5 cm. Hierfür wurde unter Rühren die Bodenprobe in Wasser gelöst und ebenfalls unter Rühren der pH-Wert gemessen, bis dieser konstant blieb.

Nach der Trocknung der Bodenproben (bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz) wurden die Proben gesiebt und gemahlen. Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurden

durch vollständige oxidative Verbrennung bei 1050 °C am CHN-1000-Analyser der Firma Leco gemessen. Die austauschbaren Kationen (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na) wurden mit extra reiner 1 molarer Ammoniumchloridlösung (1:10 verdünnt) extrahiert. Dabei wurde das Schüttelverfahren angewandt. PRIETZEL & KÖLLING (1999) weisen darauf hin, dass dieses Verfahren dem Perkulationsverfahren vergleichbare Ergebnisse liefert, aber einen wesentlich geringeren Aufwand erfordert. Die Bestimmung der Kationenkonzentrationen erfolgte am ICP – OES Perkin Elmer Optima 3000.

Mittelwerte der Analyseergebnisse wurden (1) zwischen Untersuchungsflächen und (2) zwischen Varianten verglichen. Für Signifikanztests wurde der H-Test nach KRUSKAL & WALLIS (1952) verwendet. Die Anwendung eines nicht-parametrischen Tests war nötig, da eine Normalverteilung der Werte nur ausnahmsweise gegeben war.

Ergebnisse der Bodenansprache

Bei den Böden der Untersuchungsflächen handelt es sich um mittel- bis tiefgründige Braunerden, die kleinflächig leicht podsoliert oder pseudovergleyt sind (Tab. 4). Die Bodenart im B-Horizont ist meist Schluff oder Sand, im A-Horizont dagegen überwiegend Lehm. Die Humusform auf allen 12 Untersuchungsflächen ist Moder (Tab. 5).

Tab. 4: Durchwurzelbarkeit (Mittelwert in Klammer), Bodenart sowie Bodentyp nach AG BODEN (1996) für die 12 Untersuchungsflächen. Abkürzungen: schluffiger Lehm Lu, sandiger Lehm Ls, toniger Schluff Ut, sandiger Schluff Us, schluffiger Sand Su.

Untersuchungsfläche	Durchwurzelbarkeit	Bodenart A-Horizont	Bodenart B-Horizont	Bodentyp
1.1	Mittel (54 cm)	Us	Us, Su	Braunerde, kleinflächig leicht podsoliert
1.2	Tief (78 cm)	Lu	Lu	Braunerde
1.3	Mittel (41 cm)	Lu	Lu, Su, Us	Braunerde
2.1	Tief (71 cm)	Lu	Lu, Ls, Us	Braunerde, kleinflächig leicht podsoliert
2.2	Tief (88 cm)	Lu	Lu, Us	Braunerde, kleinflächig mit Pseudovergleyung
2.3	Mittel (45 cm)	Lu	Us	Braunerde
3.1	Tief (71 cm)	Us	Lu, Ut	Braunerde
3.2	Tief (94 cm)	Lu	Lu	Braunerde
3.3	Tief (> 100 cm)	Lu	Lu, Us	Braunerde
4.1	Tief (84 cm)	Lu	Us, Su	Braunerde, stellenweise leicht podsoliert
4.2	Tief (83 cm)	Lu	Us, Lu	Braunerde, stellenweise mit Pseudovergleyung
4.3	Mittel (32 cm)	Lu	Lu	Braunerde, Ranker

Tab. 5: Humusform (nach: ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1996) der 12 Untersuchungsflächen. Die Prozentangaben geben den Anteil der jeweiligen Humusform an den untersuchten Humusprofilen an.

Untersuchungsfläche	Anzahl der Humusprofile	Mullartiger Moder	feinhumusarmer Typischer Moder	feinhumusreicher Typischer Moder
1.1	7	43 %	57 %	
1.2	9	56 %	44 %	
1.3	7		43 %	57 %
2.1	7	43 %	43 %	14 %
2.2	9	89 %	11 %	
2.3	7	43 %	57 %	
3.1	9	22 %	56 %	22 %
3.2	8		75 %	25 %
3.3	8	75 %	12,5 %	12,5 %
4.1	5	80 %	20 %	
4.2	7	71 %	29 %	
4.3	5		40 %	60%

Bodenchemische Analyseergebnisse

pH - Wert

Der pH-Wert in der Schicht von 0 bis 5 cm ist nach AG BODEN (1996) auf allen Untersuchungsflächen als sehr stark sauer (pH 3 bis 4) bis stark sauer (pH 4 bis 5) einzustufen (Tab. 6). Obwohl die mittleren pH-Werte nur relativ wenig um den Wert 4 schwanken, sind sowohl die Unterschiede zwischen Untersuchungsflächen als auch die zwischen Varianten signifikant (Tab. 7).

Tab. 6: Mittelwerte des pH-Wertes der Bodentiefe 0-5 cm (gemessen in H₂O) für die 12 Untersuchungsflächen.

Flächen-Nr.	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3	4.1	4.2	4.3
pH-Wert	4,1	4,1	3,8	3,8	4,0	3,7	4,0	4,1	4,0	4,0	4,3	3,6

Tab. 7: Ergebnisse des H-Tests nach KRUSKALL & WALLIS (1952) zur Signifikanz der Unterschiede zwischen Untersuchungsflächen und Varianten im pH-Wert. Angegeben ist die asymptotische Signifikanz (wenn diese < 0,05 ist wird Signifikanz angenommen).

pH-Wert (Signifikanztest)	Signifikanz zwischen Untersuchungsflächen	Signifikanz zwischen Varianten
Bodentiefe: 0 – 5 cm	0,002	0,012

C/N Verhältnis

Das C/N-Verhältnis im Mineralboden und im Oh-Horizont ist in der Variante „Einzelstammnutzung“ enger (geringer) als in den anderen drei Varianten (Tab. 8), und die Unterschiede zwischen Varianten sind in diesen Tiefenstufen signifikant (Tab. 9). Die engsten C/N-Verhältnisse wurden in der Tiefenstufe von 5-10 cm festgestellt.

Tab. 8: Mittelwerte der C/N Verhältnisse für die 12 Untersuchungsflächen und die 4 Varianten.

C/N-Verhältnis		Ungenutzt			Borkenkäfer			Einzelstammnutzung			Räumung		
Flächen-Nr.		1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3	4.1	4.2	4.3
Boden- horizont	L + Of	28,5	29,0	26,9	26,9	26,1	25,4	25,3	28,6	26,7	27,7	27,8	28,3
	Oh	26,5	25,0	22,9	25,9	27,2	24,8	23,8	23,8	24,9	29,1	25,9	25,1
	0 – 5 cm	25,1	21,7	20,7	24,2	20,6	21,5	20,3	20,0	20,2	24,9	21,9	23,8
	5 – 10 cm	24,0	20,7	19,3	26,9	17,9	22,1	19,3	19,5	18,1	25,1	20,3	21,4
Variante Nr.		1			2			3			4		
Boden- horizont	L + Of	28,3			26,1			26,8			27,9		
	Oh	24,5			25,6			23,9			25,8		
	0 – 5 cm	22,5			21,9			20,2			23,5		
	5 – 10 cm	21,3			22,1			19,0			22,7		

Tab. 9: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zur Signifikanz der Unterschiede zwischen Untersuchungsflächen und Varianten im C/N Verhältnis. Angegeben ist die asymptotische Signifikanz (wenn diese < 0,05 ist wird Signifikanz angenommen).

C/N-Verhältnis (Signifikanztest)		Signifikanz zwischen Untersuchungsflächen	Signifikanz zwischen Varianten
Boden- horizont	L + Of	0,065	0,015
	Oh	0,256	0,216
	0 – 5 cm	0	0
	5 – 10 cm	0	0

Kationenaustauschkapazität

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist ein Maß für die austauschbaren Kationen im Boden. Damit werden auch die Bindungsplätze von Kationenaustauschern im Boden quantifiziert. Die KAK wird wie folgt bestimmt:

$$KAK = \sum_{i=1}^k \frac{n_i \cdot z_i}{m}$$

Hierbei ist:

- k: Gesamtzahl der sorbierten Kationenarten
- n_i : Stoffmenge des Kations i
- z_i : Wertigkeit des Kations i (Beispiel: Al^{3+} hat die Wertigkeit 3)
- m: Bezugsmasse

Die Kationenaustauschkapazität der Untersuchungsflächen nimmt deutlich von der Auflage zum Mineralboden hin ab; die geringsten Werte wurden in der Tiefenstufe von 5-10 cm gemessen (Tab. 10). Die Unterschiede zwischen den Varianten sind nach dem Kruskal Wallis Test nicht signifikant (Tab. 11).

Tab. 10: Mittelwert der Kationenaustauschkapazität [μ eq/g] für die 12 Untersuchungsflächen und die 4 Varianten.

KAK		Ungenutzt			Borkenkäfer			Einzelstammnutzung			Räumung		
Flächen-Nr.		1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3	4.1	4.2	4.3
Boden- horizont	Oh	175,7	172,4	162,8	169,3	-	208,4	183,7	168,0	174,8	195,7	205,5	184,8
	0 – 5 cm	157,0	184,8	105,7	145,0	133,9	123,3	188,9	143,0	144,5	137,7	155,9	135,0
	5 – 10 cm	123,4	116,5	98,6	104,3	100,8	71,2	136,7	106,3	103,1	135,4	81,5	117,0
Variante Nr.		1			2			3			4		
Boden- horizont	Oh	167,2			182,3			177,3			190,0		
	0 – 5 cm	158,2			130,9			156,2			144,7		
	5 – 10 cm	113,7			94,6			116,2			112,8		

Tab. 11: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zur Signifikanz der Unterschiede zwischen Untersuchungsflächen und Varianten in der Kationenaustauschkapazität. Angegeben ist die asymptotische Signifikanz (wenn diese $< 0,05$ ist wird Signifikanz angenommen).

KAK (Signifikanztest)	Signifikanz zwischen Untersuchungsflächen	Signifikanz zwischen Varianten
Oh	0,325	0,294
0 – 5 cm	0,015	0,118
5 – 10 cm	0,001	0,069

Basensättigung

Der Grad der Basensättigung gibt den prozentualen Anteil basisch wirkender Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) an der Kationenaustauschkapazität an. Die Basensättigung lässt Rückschlüsse auf die Fruchtbarkeit des Bodens zu.

In den beprobten Mineralboden-Tiefenstufen war die Basensättigung in der Variante „Einzelstammnutzung“ geringer als in den anderen Varianten (Tab. 12). Abgesehen von der Basensättigung im Oh-Horizont sind die Unterschiede zwischen den Varianten signifikant (Tab. 13).

Tab. 12: Mittelwert der Basensättigung [%] für die 12 Untersuchungsflächen und die 4 Varianten.

Basensättigung		Ungenutzt			Borkenkäfer			Einzelstammnutzung			Räumung		
Flächen-Nr.		1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3	4.1	4.2	4.3
Boden- horizont	Oh	72,1	77,3	52,2	51,1	-	76	59,6	57,5	36,9	66	65,4	41,6
	0 – 5 cm	6,5	20	20,8	22,4	33,9	24,6	14,8	10,9	15,8	22,1	27,4	12,4
	5 – 10 cm	12,4	7,4	11,9	10	21,7	11,9	7,1	5,6	7,5	21	10,8	6,7
Variante Nr.		1			2			3			4		
Boden- horizont	Oh	60,3			59,4			55,9			49,6		
	0 – 5 cm	18,3			13,4			13,4			21,6		
	5 – 10 cm	10,4			6,7			6,7			14,6		

Tab. 13: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zur Signifikanz der Unterschiede zwischen Untersuchungsflächen und Varianten in der Basensättigung. Angegeben ist die asymptotische Signifikanz (wenn diese < 0,05 ist wird Signifikanz angenommen).

Basensättigung (Signifikanztest)	Signifikanz zwischen Untersuchungsflächen	Signifikanz zwischen Varianten
Oh	0,30	0,351
0 – 5 cm	0,031	0,016
5 – 10 cm	0,007	0,002

Die Untersuchungsflächen sind in Bezug auf Bodenart und Bodentyp sehr ähnlich. Beim Vergleich zwischen Varianten existieren nur bezüglich der Basensättigung nennenswerte Unterschiede.

3.6 Bestandesklima

Untersuchte Klimaparameter

Jede der 12 Untersuchungsflächen wurde mit je einem Datalogger „Tiny-Tag“ der Firma Gemini bestückt. Die Laufzeit der Messungen war Juli 2000 bis September 2001. Es wurde jeweils ein Strahlungsmesser (Luxmeter mit dem Spektralbereich von 350 bis 750 nm) in zwei Meter Höhe, ein Temperatursensor in 2 m Höhe sowie ein Temperatursensor in 5 cm Höhe über dem Boden angebracht. Der Strahlungssensor wurde mit Hilfe einer Wasserwaage offen in waagrechter Position fixiert. Die Temperatursensoren wurden vor direktem Sonnenlicht geschützt. Die Temperatur wurde stündlich erfasst und gespeichert, die Strahlung alle 15 Minuten. Die Daten wurden in MS Excel exportiert und ausgewertet.

Lufttemperatur (2 m Höhe)

Die Monatsdurchschnitte der Lufttemperatur in 2 m Höhe sind in Tab. 14 zusammengefasst. Aufgrund technischer Probleme der Datalogger im Freiland konnten die Temperaturen nur partiell erfasst werden. Insbesondere während des Winters (geschlossene Schneedecke meist ab November) sind einige Logger ausgefallen. Da die bodennahe Temperatur die Pilze direkt beeinflusst, wurden die funktionierenden Datalogger bevorzugt dort eingesetzt.

Tab. 14: Monatsmittel der Temperatur (°C) in 2 m Höhe.

Monatsmittel Temp. 2 m [°C]															
	2000						2001								
Fläche	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.
1.1			10.9	8.2											
1.2			11.3	8.5	3.0	0.0	-2.5	-1.2	1.8	3.8	12.9	10.9	14.6		
1.3			11.3	8.7	3.7	1.5	-1.7	-0.8	2.0	3.3					
2.1			12.0	8.9	3.4	0.6	-2.1	-0.7	2.2	4.0					
2.2			10.9	8.2										14.8	7.5
2.3			11.4	8.7							12.6	11.1	13.8		
3.1			10.9	8.4	2.6	-0.6	-2.8	-1.2	2.0	4.1					
3.2			10.3	7.8	1.9	-1.6	-3.4	-2.3	1.4	3.3	12.4	10.6	13.7		
3.3	12.1	15.7	11.3	8.8	3.2	0.0	-2.2	-0.6	2.5	4.3					
4.1			11.2	8.0	1.9	-1.3	-3.2	-1.7	1.7	3.6					
4.2			11.8	8.5	2.2	-0.7	-2.6	-1.2	2.2	4.1	13.3	11.6	14.9	16.3	8.3
4.3			11.2	8.7	3.1	0.5	-2.5	-1.3	1.7	3.6					

Anhand der Durchschnittswerte (Tab. 14) sind keine ausgeprägten Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten nachzuweisen.

Auch die monatlichen Minimum- (Tab. 15) und Maximumtemperaturen (Tab. 16) zeigen keine ausgeprägten Unterschiede zwischen den Varianten.

Tab. 15: Monatsminima der Temperatur (°C) in 2 m Höhe.

Monatsminima Temp. 2 m [°C]															
	2000						2001								
Fläche	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep
1.1.			3.9	0.7											
1.2.			4.3	-0.1	-3.1	-12.3	-10.2	-12.3	-6.3	-4.9	2.7	1.5	6.9		
1.3.			5.4	1.5	-2.7	-7.2	-9.7	-11.2	-6.3	-5.8					
2.1.			5.0	0.7	-2.7	-11.2	-11.2	-11.2	-6.3	-5.3					
2.2.			3.5	-0.6										4.6	1.5
2.3.			4.6	0.3							3.5	1.1	7.7		
3.1.			4.6	0.7	-3.5	-12.9	-11.8	-12.3	-7.2	-5.3					
3.2.			0.7	-1.0	-3.5	-15.8	-15.2	-15.2	-9.2	-4.9	-0.6	1.1	4.3		
3.3.	3.9	7.7	5.0	0.7	-3.1	-12.3	-10.2	-10.2	-5.3	-4.0					
4.1.			-2.6	-0.6	-4.0	-17.6	-14.0	-15.2	-10.7	-5.3					
4.2.			2.7	-1.4	-4.0	-15.8	-12.3	-14.0	-9.2	-4.9	0.7	1.9	5.4	4.3	1.1
4.3.			4.3	1.9	-3.5	-9.7	-11.2	-12.3	-6.3	-5.8					

Tab. 16: Monatsmaxima der Temperatur (°C) in 2 m Höhe.

Monatsmaxima Temp. 2 m [°C]															
	2000						2001								
Fläche	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep
1.1.			23.0	23.7											
1.2.			21.6	22.7	12.8	9.9	4.6	8.4	11.0	22.7	25.5	28.1	29.2		
1.3.			20.2	23.0	14.2	15.6	8.8	9.9	12.4	19.8					
2.1.			24.1	24.8	15.3	12.8	8.0	10.6	13.8	22.7					
2.2.			20.2	22.0										25.5	14.9
2.3.			20.2	22.7							21.3	26.3	27.0		
3.1.			20.9	22.3	14.9	9.1	4.3	10.2	12.8	25.9					
3.2.			19.5	21.3	12.0	6.5	3.9	5.4	9.9	20.2	23.0	24.8	27.0		
3.3.	21.3	27.7	20.6	24.5	14.5	8.8	5.0	9.5	13.1	22.0					
4.1.			25.5	24.8	16.3	10.6	5.8	12.4	13.8	22.3					
4.2.			27.0	28.1	15.6	10.2	8.0	14.2	34.5	25.9	28.1	33.3	34.5	34.1	22.3
4.3.			24.8	25.2	14.5	11.0	9.5	9.9	13.5	24.1					

Bodennahe Temperatur (5 cm Höhe)

Die erfassten Monatsdurchschnitte der bodennahen Temperatur sind in Tab. 17 zusammengefasst. Aufgrund technischer Probleme der Datalogger im Freiland konnten die Temperaturen nur partiell erfasst werden. Insbesondere während des

Winters (geschlossene Schneedecke meist ab November) sind einige Logger ausgefallen.

Tab. 17: Monatsmittel der bodennahen Temperatur in 5 cm Höhe.

Monatsmittel Temp. 5 cm [°C]															
	2000						2001								
Fläche	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.
1.1.	10.7	15.2	11.0	8.5									13.7	15.0	7.6
1.2.	11.3	15.6	11.3	8.4	3.0	0.0	-2.6	-1.2	1.8	4.7	12.9	10.8	13.8		
1.3.			11.1	8.4	3.6	1.5	-1.7	-0.8	2.0	2.5	12.2	10.1	13.8	14.9	7.5
2.1.	11.4	15.9	11.5	8.4	3.3	0.6	-2.1	-0.7	2.2	4.0				15.8	7.8
2.2.			10.9	8.5	2.3	0.8	-1.0	0.0	1.3	3.6		10.7	13.6		
2.3.	11.0	15.2	10.8	8.5	3.0	0.9	-1.6	-0.4	2.2	3.9	12.5	10.6	13.5		
3.1.	11.2	15.1	10.8	8.4	2.6	-0.6	-2.8	-1.2	2.0	4.1	13.0	13.1	14.8		
3.2.	11.7	14.4	10.9	8.1	1.9	-1.6	-3.4	-2.3	1.4	3.3					
3.3.	11.2	15.4	11.3		2.8	0.0	-2.2	-0.6	2.5	4.3	12.7	11.1	14.9	15.4	8.4
4.1.	12.3	16.0	11.6	7.9	1.9	-1.3	-3.2	-1.8	1.7	3.6			15.8	16.8	8.4
4.2.	12.7	17.4	12.2	8.3	2.3	-0.7	-2.6	-1.2	2.2	4.1			16.1	17.4	8.5
4.3.	11.6	16.5	11.2	8.0	2.9	0.5	-2.5	-1.3	1.7	3.6	14.0	12.2	15.3		

Tab. 18: Monatsminima der bodennahen Temperatur in 5 cm Höhe.

Monatsminima Temp. 5 cm [°C]															
	2000						2001								
Fläche	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.
1.1.	3.5	6.9	3.9	1.5									6.2	5.4	1.9
1.2.	4.6	8.4	4.6	0.7	-3.1	-12.3	-10.2	-12.3	-6.3	-4.9	2.7	1.9	6.9		
1.3.			5.0	1.5	-2.7	-7.2	-9.7	-11.2	-6.3	-5.8	3.1	0.3	7.3	6.9	3.1
2.1.	3.5	8.4	4.6	0.3	-2.7	-11.2	-11.2	-11.2	-6.3	-5.3				5.8	2.3
2.2.			4.6	1.5	-2.7	-3.5	-4.4	-1.4	-4.4	-4.4	1.9	2.3	6.2		
2.3.	4.3	8.0	4.6	1.1	-3.1	-4.4	-6.7	-4.0	-5.3	-5.8	3.1	1.1	7.3		
3.1.	3.9	7.7	5.0	1.9	-3.5	-12.9	-11.8	-12.3	-7.2	-5.3	3.9	2.7			
3.2.	2.7	2.7	3.1	-0.1	-3.5	-15.8	-15.2	-15.2	-9.2	-4.9					
3.3.	4.3	7.7			-3.1	-12.3	-10.2	-10.2	-5.3	-4.0	2.7	2.7	6.9	5.8	2.7
4.1.	-0.1	2.7	0.7	-2.2	-4.9	-17.6	-14.0	-15.2	-10.7	-5.3			1.9	0.7	-2.7
4.2.	0.7	2.3	0.7	-3.1	-4.9	-15.8	-12.3	-14.0	-9.2	-4.9			3.1	0.7	-1.4
4.3.	2.3	5.0	2.3	0.3	-3.5	-9.7	-11.2	-12.3	-6.3	-5.8	1.5	0.7	5.4		

Tab. 19: Monatsmaxima der bodennahen Temperatur in 5 cm Höhe.

Monatsmaxima Temp. 5 cm [°C]															
	2000						2001								
Fläche	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.
1.1.	20.9	35.3	26.3	26.3									30.7	30.7	19.8
1.2.	19.1	28.8	23.4	20.2	12.0	9.9	4.6	8.4	11.0	22.7	26.3	30.7	35.7		
1.3.			19.8	22.7	14.2	15.6	8.8	9.9	12.4	19.8	22.0	25.5	27.7	24.8	19.1
2.1.	24.8	35.7	27.0	25.5	15.3	12.8	8.0	10.6	13.8	22.7				32.6	19.5
2.2.			19.8	18.1	10.6	8.8	0.3	0.3	10.6	22.0	25.9	27.7	28.1		
2.3.	19.1	27.4	20.9	22.7	15.3	11.7	2.7	8.4	13.8	28.4	28.4	25.2	27.0		
3.1.	20.2	26.3	19.8	21.6	15.3	10.2	4.3	10.2	12.8	23.0	25.9	28.1			
3.2.	22.0	24.8	17.7	17.7	12.0	6.5	3.9	5.4	9.9	20.2					
3.3.	21.3	27.7			12.8	8.8	5.0	9.5	13.1	22.0	25.9	31.1	31.1	27.4	15.3
4.1.	29.6	36.1	31.4	28.1	18.1	10.6	5.8	12.4	13.8	22.3			39.8	41.9	29.6
4.2.	33.0	41.1	35.7	31.8	17.0	10.2	8.0	14.2	17.7	25.9			40.6	42.8	28.4
4.3.	29.6	40.6	32.2	22.7	14.2	11.0	9.5	9.9	13.5	24.1	36.5	45.1	44.6		

Die Durchschnittstemperaturen der Flächen sind sehr ähnlich. Einzig die Variante 4 (Räumung) erreicht ausgesprochen hohe durchschnittliche Sommertemperaturen.

Variante 4 (Räumung) zeigt die höchsten Maximumtemperaturen (Abb. 4) und zugleich die niedrigsten Minimumtemperaturen (Abb. 3). Das Mikroklima ist somit deutlicher kontinental als auf den anderen Untersuchungsflächen. Die Offenheit der Fläche bedingt temporäre, teils starke Erwärmung bei direkter Sonneneinstrahlung. Nachts kühlen die baumlosen Flächen schneller wieder aus.

Die Ähnlichkeit des Jahresverlaufs der Temperaturen aller Flächen wird beispielsweise bei den Minimumtemperaturen deutlich. So knickt die Kurve der Minimumtemperatur bei allen Varianten im Juni 2001 deutlich ein (Abb. 3). Der Temperaturverlauf der bestockten drei Varianten verläuft prinzipiell sehr ähnlich. Unterschiede treten in besonderem Maße nur bei den Minimumtemperaturen im Winter auf. Hier ist die unterschiedliche Schneebedeckung verantwortlich, die eher struktur- als variantenabhängig ist. Unter der geschlossenen Schneedecke herrschen geringere Temperaturschwankungen als bei fehlender Schneebedeckung.

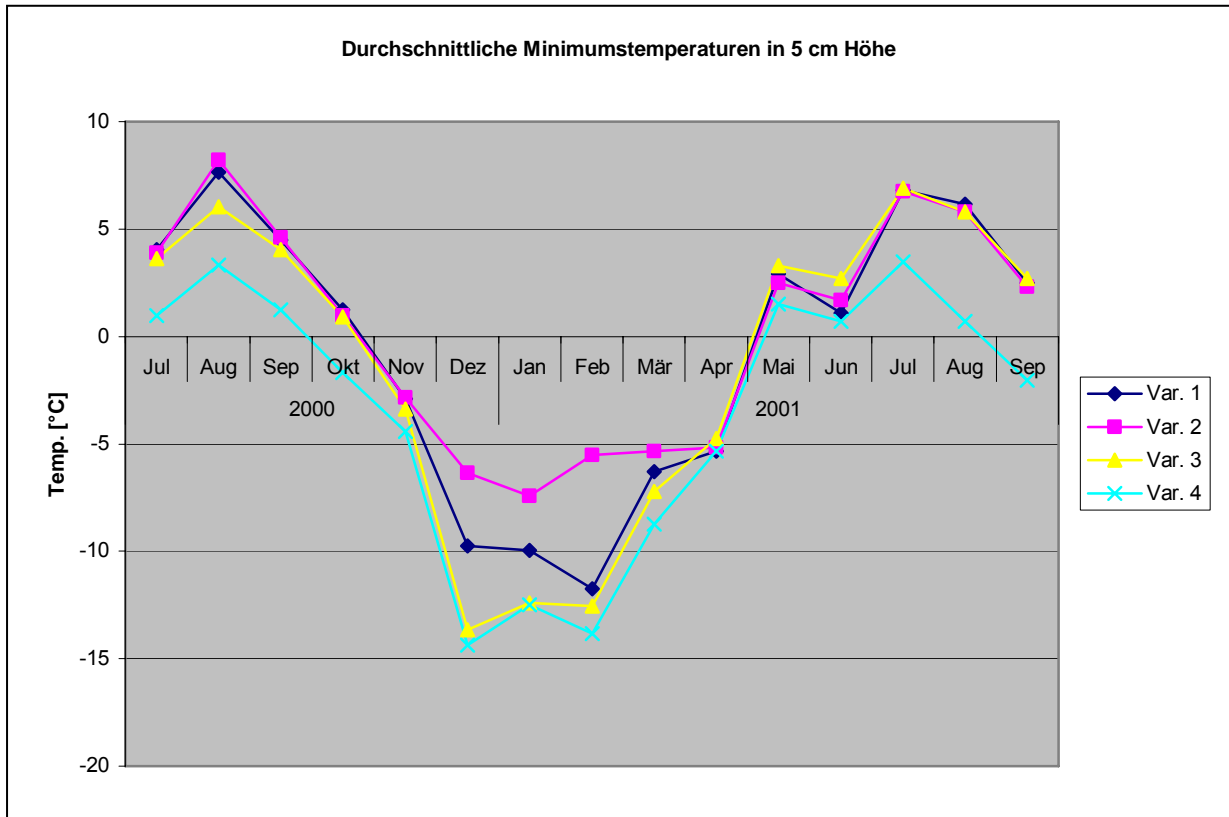


Abb. 3: Gemittelte Monatsminima der bodennahen Temperatur in 5 cm Höhe.

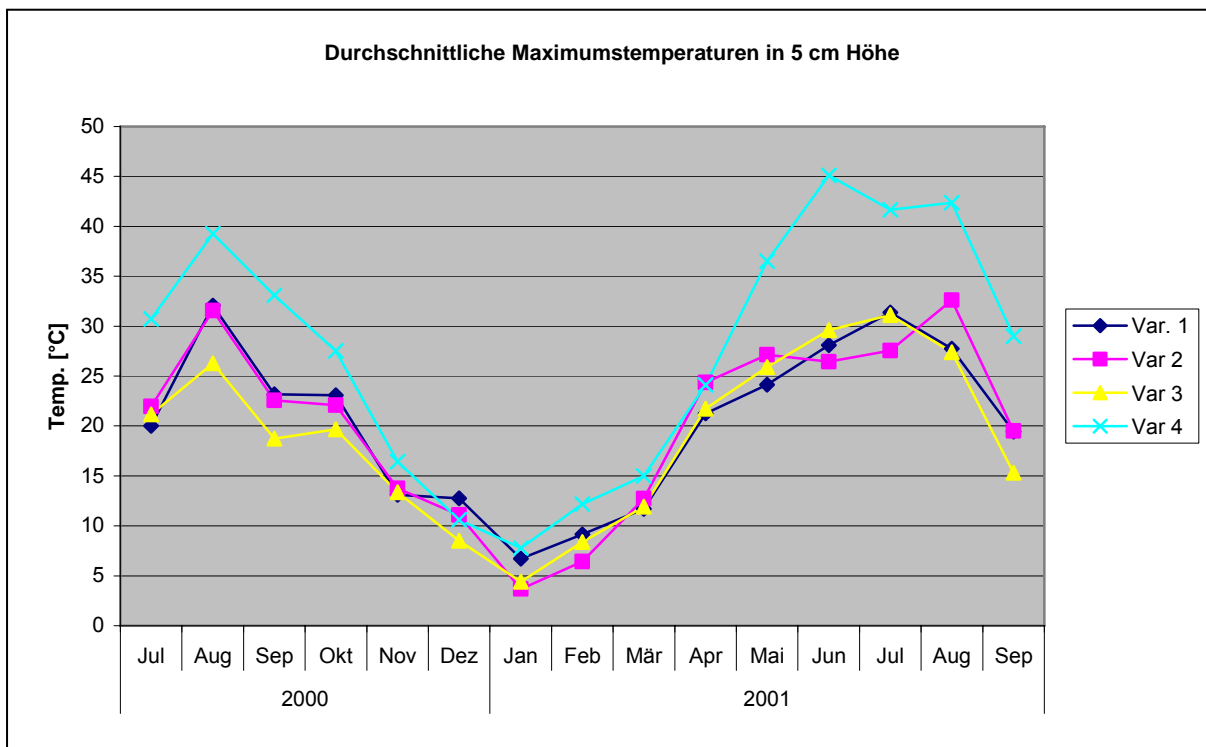


Abb. 4: Gemittelte Monatsmaxima der bodennahen Temperatur in 5 cm Höhe.

Variante 3 („Einzelstammnutzung“) zeichnet sich durch hohe Kronendeckung der Baumschicht aus. Somit ist die Schneehöhe um die Menge des auf den Bäumen liegenden Schnees vermindert. Dennoch lagen die bodennahen Sensoren zumindest zeitweise frei. Variante 2 („Borkenkäferbefall“) weist die stetigste Schneebedeckung auf. Durch die lichtere Baumschicht erreicht sehr viel Schnee die Oberfläche, dennoch ist die Abschattung groß genug, das Abtauen des Schnees und damit das Ausapern der Sensoren im Frühjahr zu verlangsamen.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass sich nur Variante 4 („Räumung“) von den anderen drei Varianten absetzt. Hier herrschen die größten Amplituden zwischen Monatsmaxima und den entsprechenden Monatsminima.

Strahlung

Die Monatsmittel und das Gesamtmittel der Sonneneinstrahlung der Probeflächen sind in Tab. 20 dargestellt. Variante 4 („Räumung“) zeigt erwartungsgemäß die höchsten Strahlungswerte. Die Einstrahlung ist durchschnittlich ca. 10mal größer als auf den übrigen Probeflächen, von der ebenfalls sehr offenen Fläche 2.1 („Borkenkäferbefall“) abgesehen (Abb. 5).

Tab. 20: Monatsmittel der Lichteinstrahlung [$\mu\text{mol Photonen} / (\text{m}^2 \text{ s})$]

Fläche	2000				2001						Gesamtmittel
	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	
1.1	30	47	41	37	73	55	55	53	29	45	47
1.2	24	34	32	28	50	36	33	33	18	26	31
1.3	18	20	17	15	33	30	30	27	18	24	23
2.1	103	121	102	67	156	149	134	130	71	96	113
2.2	27	40			45	33	36	33	15	19	31
2.3	38	38	29	32	44	43	38	34	19	27	34
3.1	23	26	24	33	42	30	29	29	17	34	29
3.2	23	23	18	20	25	22	20	13			20
3.3	25	34	14	14	59	53	46	38	21	21	33
4.1	318	416	299	143	497	394	396	433	205	226	333
4.2	282	138	165	180	456	368	374	389	165	175	269
4.3	210	276	134	71	363	269	297	232	85	75	201



Abb. 5: Gesamtstrahlungsdurchschnitt der Probeflächen.

3.7 Struktur

Zur Charakterisierung und Beschreibung der Untersuchungsflächen wurden einer waldbauliche Bestandesansprache und Erhebung durch Abschätzung von sichtbaren Strukturen durchgeführt. Außerdem wird an Hand ausgewählter Parameter ein Eingriffsindex berechnet, nach dem eine Flächeneinteilung losgelöst von der Varianteneinteilung nach dem Grad der anthropogenen Beeinflussung möglich ist.

Waldbauliche Bestandesansprache

Bei allen Untersuchungsflächen handelt es sich um ehemalige bzw. aktuelle Wirtschaftswälder. Die Varianten „Ungenutzt“ und „Borkenkäferbefall“ (außer Fläche 2.1) liegen in der Kernzone des Nationalparks und wurden seit 20 bis 30 Jahren nicht mehr genutzt. Die Variante „Räumung“ liegt im Randbereich des Altnationalparks (4.1 und 4.2) bzw. im Erweiterungsgebiet des Nationalparks (4.3). Auch zwei Flächen der Variante „Einzelstammnutzung“ (3.2 und 3.3) liegen im Erweiterungsgebiet, in dem noch bis ins Jahr 2017 kontrolliert gewirtschaftet werden darf. Die dritte Fläche (3.1) liegt im Staatsforst (Forstamt Freyung) außerhalb des Nationalparks.

Es erfolgte eine Ansprache folgender Parameter, wie sie in der Forstwirtschaft zur Beschreibung von Waldbeständen üblich ist:

- Bestandesform
- Baumarten
- Schluss- und Bestockungsgrad
- Beschirmungsgrad
- Mischungsart
- Mischungsform
- Verjüngung
- geschätzter Vorrat (fm)
- sonstige Besonderheiten.

Waldbauliche Bestandesaufnahme

Winkelzählprobe

Bei der Winkelzählprobe handelt es sich um ein von BITTERLICH (1948) entwickeltes Stichprobenverfahren für die waldbauliche Bestandesaufnahme. Es ist eine schnelle und einfache Methode, um die Bestandesgrundfläche je Hektar zu ermitteln.

Die Messung erfolgte unter Verwendung eines Dendrometers von KRAMER (Inst. Für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Universität Göttingen). Pro Untersuchungsfläche (außer auf den Räumungsflächen) wurden zwei Winkelzählproben (Zählfaktor $k = 2$) durchgeführt. Auf den Räumungsflächen stehen noch vereinzelte Buchen unterschiedlichen Alters, die gezählt wurden. Eine Winkelzählprobe war hier aufgrund der geringen Bestandesdichte nicht sinnvoll. Die Ergebnisse sind in Tab. 21 dargestellt. Die geringe Vorratsmenge an lebenden, stehenden Bäumen für die Flächen 1.1 und 1.2 mit 50 respektive 30 fm/ha zeigen den Zustand nach dem Befall der Flächen durch den Borkenkäfer.

Tab. 21: Ergebnisse der Winkelzählprobe; 1.x = ungenutzt, 2.x = Borkenkäferbefall, 3.x = Einzelstammnutzung, 4.x = Räumung.

Flächen-Nr.	Bestandes-grundfläche /ha*	Stammzahl gesamt/ha*	Fichte/ha*	Buche/ha*	Tanne/ha*	Pappel/ha*	Eber-esche/ha*	Vorrat (fm/ha) lebend (geschätzt)
1.1	42	234,5	100,5	130,5	3,5	0	0	50
1.2	46	280,5	118	162,5	0	0	0	30
1.3	60	308,5	172	132,5	4	0	0	500
2.1	46	451	344,5	106,5	0	0	0	20
2.2	54	384	172	208	4	0	0	35
2.3	54	303	155,5	147,5	0	0	0	80
3.1	41	249,5	221	28,5	0	0	0	450
3.2	41	654,5	183	371,5	6	5,5	88,5	350
3.3	44	364	136	228	0	0	0	600
4.1	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3	0	0	0	0	0	0	0	0

* beinhaltet lebende und tote Bäume

Aufnahme der Stubben

Alle Stubben (Durchmesser >20 cm) der gesamten Untersuchungsflächen wurden gezählt und nach BAUER (2002) sechs Zersetzungsgrad-Klassen zugeordnet. Zur Auswertung wurden die beiden ersten Klassen zusammengefasst, weil eine zuverlässige Unterscheidung dieser Klassen oft nicht möglich war. Da die 12 Untersuchungsflächen unterschiedliche Flächengrößen aufweisen, wird zur besseren Vergleichbarkeit die Stubbenanzahl pro ha angegeben (Abb. 6).

Z0 => frisch

Z1 => Holz fest, Rinde abblättern

Z2 => Splintholz morsch, Kernholz noch fest

Z3 => Kern- und Splintholz morsch

Z4 => in Zersetzung begriffen

Z5 => überwiegend zersetzt

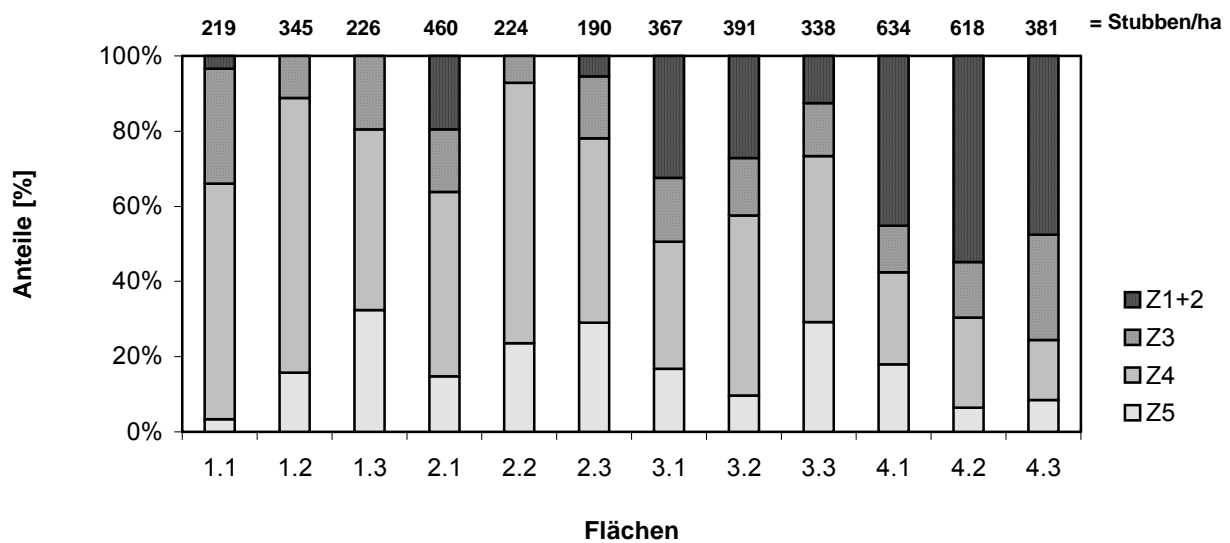


Abb. 6: Anzahl Stubben/ha und prozentuale Anteile der verschiedenen Zersetzungsgradklassen. Z1 und Z2 wurden zusammengefasst, da eine zuverlässige Unterscheidung oft nicht möglich war.

Aufnahme des liegenden Totholzes

Das liegende Totholz wurde ab einem Durchmesser von 7 cm und einer Länge von 1 m aufgenommen. Auch hier fand eine Unterteilung in sechs Zersetzungsgrad-Klassen statt (nach THOMAS 1979, PRZYBILLA 1993, BAUER 2002), angelehnt an die Waldinventur des Nationalparks Bayerischer Wald im Jahr 1991. Die Klassen Z1 und Z2 wurden für die Auswertung zusammengefasst, weil die Merkmalskombinationen oft überlappten.

Z0 → im Absterben begriffen

Z1 → frisch tot, noch mit kleinen Zweigen, evtl. mit dünnen Nadeln

Z2 → tot, lose Rinde, evtl. abgebrochener Stamm, evtl. Grobäste

Z3 → überwiegend ohne Rinde und Äste; Stamm meist abgebrochen, evtl. anbrüchig

Z4 → in Zersetzung begriffen, Einarbeitung in den Boden

Z5 → überwiegend zersetzt

Die Länge der Stämme wurde gemessen und ihr Durchmesser mit der Kluppe bestimmt. Dies geschah entweder in der Mitte des Stammes oder an beiden Enden.

Das Volumen der Stämme oder Stammabschnitte wurde nach HUBER (1928) (bei einem Durchmesserwert) bzw. SMALIAN (1837) (bei zwei Durchmesserwerten) berechnet.

$$V \text{ (m}^3\text{)} = d^2 \cdot \frac{\pi}{4} \cdot l$$

HUBER

$$V \text{ (m}^3\text{)} = \frac{d_1^2 + d_2^2}{2} \cdot \frac{\pi}{4} \cdot l$$

SMALIAN

d = Durchmesser des Baumstamms

l = Länge des Baumstamms

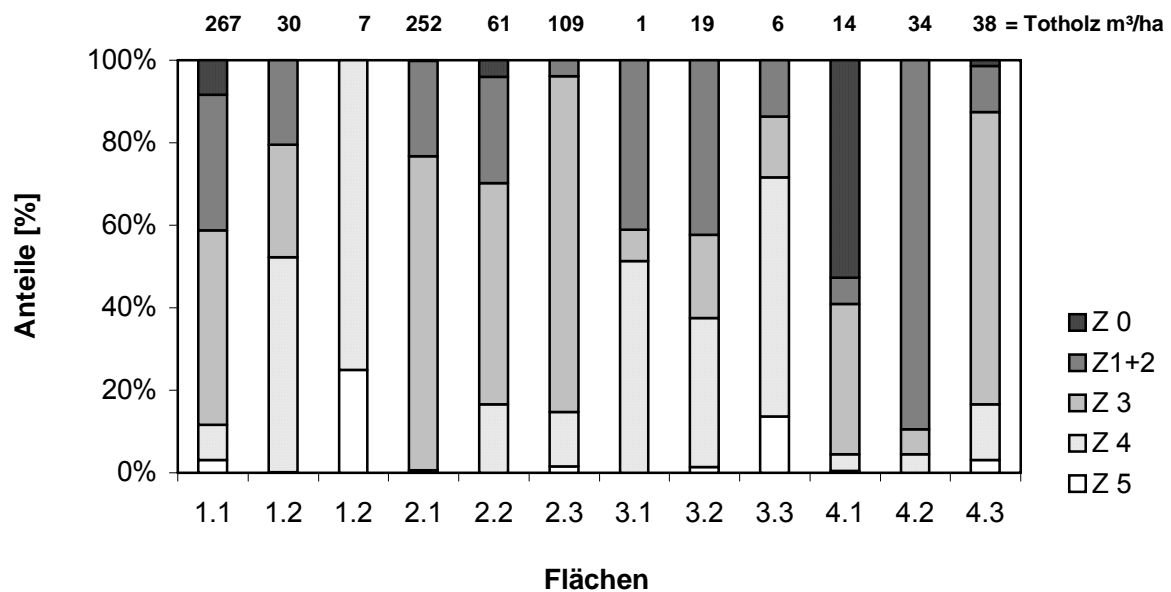


Abb. 7: Totholzmenge (m³/ha) und prozentuale Anteile der verschiedenen Zersetzungsgradklassen. Z1 und Z2 wurden zusammengefasst, da eine zuverlässige Unterscheidung oft nicht möglich war.

Aufnahme von Fahrspuren

Die Aufnahme von Fahrspuren dient als Strukturparameter der Bewertung des Ausmaßes anthropogener Eingriffe. Es wurde die Fläche bestimmt, die durch sichtbare Fahrspuren (v.a. Rückegassen) gestört ist. Diese wurden in drei Altersklassen eingeteilt, sowie ihre Länge und Breite gemessen:

Jung => frische Störung, Mineralboden freigelegt (zwei Spurbahnen)

Mittel => ältere Störung, noch gut zu erkennen, aber bereits von Humusaufgabe bedeckt (zwei Spurbahnen)

Alt => alte Störung, kaum noch zu erkennen oder nur lückenhaft als Fahrspur oder Weg erkennbar (eine Einsenkung in den Boden)

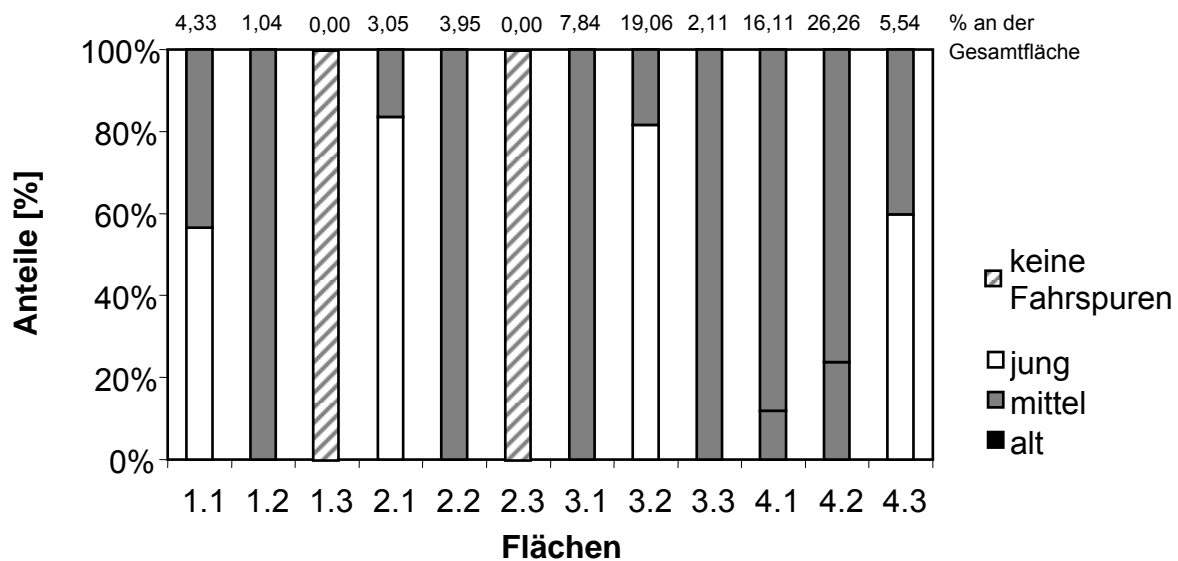


Abb. 8: Prozentuale Anteile der drei Fahrspurtypen an der Gesamtfahrspurzahl.

Einen Überblick über die Ergebnisse gibt Tab. 22. Fläche 1.1 wurde nach dem Absterben der Baumschicht durch Borkenkäferbefall, der während der Laufzeit des Projektes erfolgte, untersucht, was den hohen Vorrat an Totholz erklärt.

Tab. 22: Zusammenfassende Übersicht über die aufgenommenen Strukturparameter

Flächen-Nr.	Flächen-größe (m ²)	Totholz m ³ /ha	Stubben/ha	Fahrspuren in %/Gesamtfläche	Bestandes-grundfläche/ha*	Gesamtstamm-zahl/ha*
1.1	2700	267	219	4,3	42	234,5
1.2	3850	30	345	1,0	46	280,5
1.3	3400	7	226	0	60	308,5
2.1	2350	252	460	3,1	46	451
2.2	3800	61	224	4,0	54	384
2.3	2900	109	190	0	54	303
3.1	4200	1	367	7,8	41	249,5
3.2	3200	19	391	19,1	41	654,5
3.3	3550	6	338	2,1	44	364
4.1	4750	14	634	16,1	0	0
4.2	3300	34	618	26,3	0	0
4.3	2150	38	381	5,54	0	0

*beinhaltet lebende und tote Bäume

Sonstige Strukturen

Zusätzlich wurden Strukturen aufgenommen, die im Weiteren als Habitatsstrukturen bezeichnet werden. Dabei fanden auch Strukturen Berücksichtigung, die nur auf einer Untersuchungsfläche vorhanden waren, wie z.B. Brandstellen (Tab. 23). Der Anteil einer Habitatsstruktur an der Gesamtfläche wurde in vier Stufen abgeschätzt:

Nicht vorhanden (0)	schwach (1)	mittel (2)	stark (3)
0 – 0,9 %	1 – 5,9 %	6 – 25,9 %	≥ 26 %

Tab. 23: Geschätzter Anteil verschiedener Habitatsstrukturen an der Gesamtfläche.

	Ungenutzt			Borkenkäfer-befall			Einzelstamm-nutzung			Räumung		
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3	4.1	4.2	4.3
Fels/Blockschutt	xx	x	xxx	x		x			x	x		xxx
Hackschnitzel										xxx	xxx	
Rinde (durch Borkenkäferbefall)	xx	xx		x	x	x				x	x	
Fahrspuren (wassergefüllt)											xx	
Wühlstellen			x		x						x	
Laubstreu	xx	xx	xxx	x	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	x	xx
Nadelstreu	xxx	xxx	xxx	xx	xx	xxx	xx	xx	xx	xxx	xxx	xxx
Brandstellen												x
Feuchtstellen (vernässte Bereiche)					x						x	
Wildwechsel												x
Totholz stark (>7cm)	xxx	x		xxx	x	xx	x	x		x	x	x
Totholz fein/Reisig (<7cm)	xx	x	x	xxx	xx	xxx	xx	xx	xx	xxx	xx	xxx

x = schwach

xx = mittel

xxx = stark

4 Eingriffsindex

4.1 Auswahl der berücksichtigten Faktoren

Der menschliche Einfluss auf Waldbestände beschränkt sich nicht nur auf die Nutzungsintensität, sondern erstreckt sich auf Faktoren wie Schadstoff- oder Düngereintrag in den Boden, Klimaveränderung etc. Dass sich beispielsweise Luftverschmutzung auf die Pilzflora von Waldstandorten auswirkt, haben GULDEN et al. (1992) untersucht. Will man den *gesamten* menschlichen Einfluss auf Waldökosysteme quantifizieren, muss man all diese Faktoren berücksichtigen.

Der direkte mechanische menschliche Einfluss ist von Variante zu Variante, aber auch von Fläche zu Fläche unterschiedlich. Aus diesem Grund wird dieser menschliche Eingriff in einem Eingriffsindex quantifiziert. Es werden hierfür die für die untersuchten Organismengruppen stärksten Einflussfaktoren berücksichtigt: Bodenstörung und Baumentnahme.

Bodenstörungen betreffen direkt die Pilzflora. Daher wird das Ausmaß von menschlichen Bodenstörungen in Form von Waldwegen, Rückegassen oder Fahrspuren erfasst und in den Eingriffsindex einbezogen. Natürliche Bodenstörungen wie sie z. B. von Schwarzwild verursacht werden, bleiben hier unberücksichtigt, da diese keinen menschlichen Eingriff in den Waldbestand darstellen.

Der optisch auffälligste menschliche Eingriff, das Fällen von Bäumen, beeinflusst ebenfalls direkt die Pilzflora, da Mykorrhizapilze Symbiosepartner verlieren. Die absterbenden Wurzeln bilden potentiell Abbaumaterial für saprotrophe Pilze. Auf geräumten Flächen besteht einerseits durch die erhöhte Wärmeeinstrahlung die Tendenz sommerlichen Austrocknens, andererseits die Tendenz zur Vernässung, da die Evaporation der lebenden Bäume größer ist als die des offenen Bodens.

4.2 Entwicklung des Eingriffsindex

Der Einfluss einer menschlichen Störung auf die Probestfläche hängt von deren Alter ab. Eine frische Fahrspur, die den Mineralboden freilegt, wirkt sich stärker auf die Pilze aus, als beispielsweise eine kaum noch zu erkennende alte Fahrspur, auf der

sich wieder organische Auflage entwickelt hat. Auch bei alten Wegen und Fahrspuren sind Bodenverdichtung und Vermischung der Bodenhorizonte feststellbar. Die gestörte Stelle hat sich aber wieder dem Naturzustand angenähert. Auch die Störung in Form von Entfernen von Bäumen ist zu Beginn sehr stark und schwächt sich im Laufe der Zeit wieder ab. Die Wurzeln frisch geschlagener Bäume sterben ab. Die Lichtverhältnisse ändern sich durch die Auflockerung des Bestandes schlagartig. Wurde ein Baum aber vor längerer Zeit geschlagen, so ist der Baumstumpf bereits weitgehend verwittert, die Wurzeln sind größtenteils abgebaut und die Pilzflora hatte genügend Zeit sich umzustellen, die Bestandeslücke schließt sich. Aus diesem Grund wird für den Eingriffsindex das Alter der Störung berücksichtigt und entsprechend gewichtet.

Die Wege, Fahrspuren und Rückegassen wurden in drei Alterskategorien eingeteilt. Die Stubben der Flächen wurden in sechs Zersetzungsgradklassen nach BAUER (2002) eingeteilt. Zur Auswertung wurden hier aber die Klassen Z1 und Z2 zusammengefasst, weil eine zuverlässige Unterscheidung oft nicht möglich war. Stubben der Klasse Z0 waren auf den Untersuchungsflächen nicht vorhanden. Somit wird die Skala nach BAUER (2002) auf vier verschiedene Zersetzungsgradklassen reduziert.

4.2.1 Stubbenindex

Für den Index wird zunächst die Zahl der Stubben (s_i) der jeweiligen Kategorie (i) ins Verhältnis zur Summe der stehenden Bäume (B) plus der Gesamtzahl der Stubben (S) der Fläche gesetzt. Um das Alter der Stubben direkt im Index zu berücksichtigen, werden jeweils die Verhältnisse der Anzahl der Stubben der einzelnen Zersetzungsgradklassen zu der Anzahl der Gesamtmasse an Bäumen mit je einem Gewichtungsfaktor (k_i) multipliziert. Je älter die Stubbenklasse, je länger also das Ereignis der Fällung in der Vergangenheit liegt, umso niedriger ist der Gewichtungsfaktor. Hier fließt ein, dass länger zurückliegende Fällungsereignisse von der Pilzzönose bereits entsprechend kompensiert wurden, während beispielsweise erst kurz zurückliegende Baumfällungen direkt in die Pilzzönose eingreifen.

Der Stubbenindex erhält die folgende Form:

$$I_{Stubben} = \sum_{i=1}^4 \frac{S_{i_n}}{S_n + B_n} \cdot k_i \quad (\text{Formel 1.1})$$

n = Fläche Nr., s = Anzahl der Stubben der i -ten Kategorie, S = Anzahl der Stubben insgesamt, B = Anzahl der stehenden Bäume, k = Gewichtungsfaktor, i = Kategorie

Um dem mit dem Alter der Störung immer mehr abnehmenden Einfluss derselben auf die Pilzzönose Rechnung zu tragen, wurde eine absteigend exponentielle

Gewichtung ($k = \frac{1}{2^x}$), gewählt:

$$k_{1,2} = 1 \quad k_3 = 0,5 \quad k_4 = 0,2 \quad k_5 = 0,1$$

4.2.2 Wegindex

Der Wegindex wird analog zum Stubbenindex errechnet. Als Normierung wird hier direkt der prozentuale Flächenanteil der Wege der i -ten Kategorie an der Gesamtfläche der Untersuchungsfläche nach entsprechender Gewichtung aufsummiert:

$$I_{Wege} = \sum_{j=1}^3 \frac{A_{Wj_n}}{A_n} \cdot l_j \quad (\text{Formel 1.2.})$$

mit l = Gewichtungsfaktor, j = Kategorie der Wege, n = Probefläche Nr., A_W = Fläche der Wege der j -ten Kategorie, A = Gesamtfläche der Probefläche.

Die Gewichtung erfolgt analog zum Stubbenindex:

$$l_1 = 1 \quad l_2 = 0,5 \quad l_3 = 0,2$$

4.2.3 Zusammenfassung zu einem Eingriffsindex

Die beiden entwickelten Indices sind voneinander abhängig, da beim Fällen der Bäume in der Regel der Boden verdichtet oder verletzt wird. Letztendlich ist für die Organismen der Gesamtgrad der Störung relevant. Deshalb werden die beiden Indices additiv verknüpft.

$$I_{\text{Eingriff}} = \frac{c_S \sum_{i=1}^4 \frac{S_{i_n}}{S_n + B_n} \cdot k_i + c_W \sum_{j=1}^3 \frac{A_{Wj_n}}{A_n} \cdot l_j}{2} \quad (\text{Formel 1.3.})$$

Je höher der Wert von I_{Eingriff} , umso größer ist der direkte menschliche Eingriff auf die jeweilige Fläche. Die beiden Faktoren c_S (s steht für Stubben) und c_W (w steht für Wege) sind Gewichtungsfaktoren für die Wirkung der beiden zusammengefassten Einzelindices. Die Faktorisierung der Störung hängt von der untersuchten Organismengruppe ab. Das Fällen des Symbiosebaums beeinflusst Ektomykorrhizapilze mehr als eine Fahrspur. Umgekehrt hat für bodensaprotrophe Pilzarten die Bodenstörung größeren Einfluss. Der Eingriffsindex lässt sich daher für einzelne Organismengruppen verfeinern, indem die beiden Faktoren „Wegindex“ und „Stubbenindex“ entsprechend gewichtet werden. Im vorliegenden Fall wurden beide Einzelfaktoren gleichberechtigt (Gewichtung jeweils 1) addiert. Dies ergibt für die Flächen folgende Reihenfolge in Bezug auf den menschlichen Eingriff (Abb. 9):

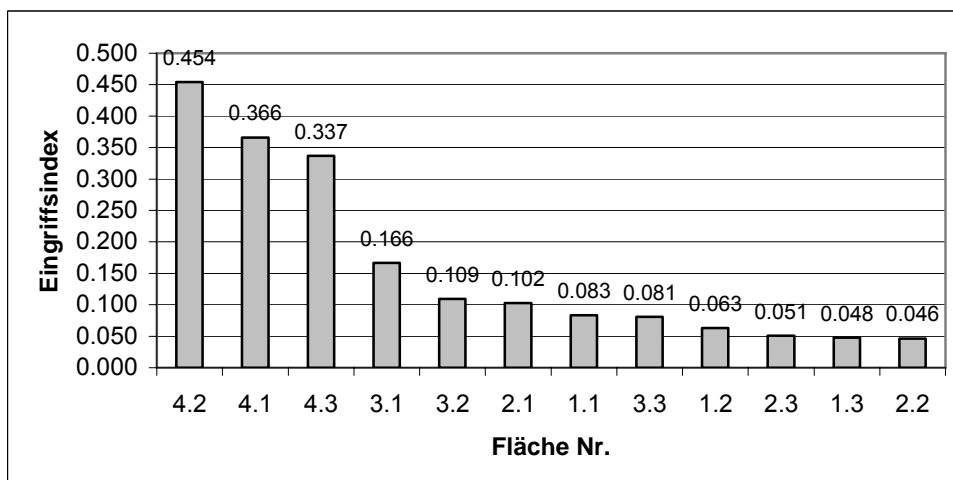


Abb. 9: Menschlicher Eingriff auf die untersuchten Probestellen, ausgedrückt durch den Eingriffsindex;

1.x: ungenutzt, 2.x: Borkenkäferbefall; 3.x: Einzelstammnutzung; 4.x: Räumungsflächen.

4.3 Eigenschaften des Eingriffsindex

Der Eingriffsindex kann nur Werte zwischen 0 und 1 erreichen (aus den Formeln 1.1., 1.2. und 1.3. ersichtlich). Der Stubbenindex erreicht nur dann den maximalen Wert von 1, wenn alle Bäume geschlagen wurden und diese der ersten Kategorie angehören. Für diesen Fall ist das Verhältnis der Stubbenzahl zu Stubben + Bäume gleich 1 und wird mit einem Gewichtungsfaktor von 1 multipliziert. Selbst auf den Räumungsflächen ist dies nicht der Fall, da bereits vor der Räumung einzelne Bäume entnommen wurden und somit ältere Stümpfe vorhanden sind. Entsprechend sinkt der Wert unter 1. Der Wegindex kann den Wert 1 nur für den Fall annehmen, dass die gesamte Fläche von frischen Wegen bedeckt wäre.

Der Eingriffsindex bietet ein objektives Maß für die Bewirtschaftungsintensität der Waldbestände, wenn man Faktoren wie naturferne Baumartenverteilung unberücksichtigt lässt.

Die Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgte von vornherein mit der Absicht, vier Varianten unterscheiden zu können: über 25 Jahre ungenutzte Bestände, forstlich genutzte Flächen, Borkenkäferflächen und Räumungsflächen. Borkenkäferflächen können aber prinzipiell sowohl aus vorher ungenutzten Beständen wie auch aus forstlich genutzten Flächen hervorgehen.

Wie Abb. 9 zeigt, heben sich erwartungsgemäß die Räumungsflächen deutlich von den übrigen Untersuchungsflächen ab. Die Flächen der Borkenkäfervariante verhalten sich uneinheitlich, da sich Fläche 2.1 im Bereich der forstlich genutzten Flächen einordnet (Abb. 9). Weiterhin zeigt sich keine Lücke zwischen den Varianten 1 bis 3. Die Flächen 1.2, 1.3, 2.2 und 2.3 sind nur wenig vom Menschen beeinflusst, der Eingriffsindex liegt ungefähr zwischen 0,045 und 0,06.

Es ist festzuhalten, dass sich mit 1.1 eine ungenutzte Fläche im Bereich der forstlich genutzten Untersuchungsflächen einreicht. Die Grenzen zwischen den Varianten „ungenutzt“ und „Einzelstammnutzung“ und verschwimmen somit bezüglich des direkt nachweisbaren menschlichen Einflusses. Dies zeigt, dass die genutzten Bestände so naturnah bewirtschaftet wurden, dass der direkte Einfluss des Menschen sehr gering ist.

5 Mykologische Aufnahmen und ihre Auswertung (Statistik)

5.1 Material

Von den untersuchten Großpilzen wurden repräsentativ Herbarbelege angelegt. Diese sind in der Botanischen Staatssammlung München (M) hinterlegt.

5.2 Methoden

5.2.1 Datenerhebung

Es wurde die Artendiversität der symbiontischen (ektomykorrhizabildenden) und bodensaprotrophen Großpilzflora der in Kap. 3 beschriebenen Untersuchungsflächen erhoben. Hierfür wurden die Untersuchungsflächen in den Jahren 1999 bis 2001 im Abstand von ca. 3 bis 5 Wochen begangen. Der genaue Zeitpunkt der Begehung wurde den Witterungsbedingungen angepasst. Die Probeflächen wurden bevorzugt nach Regenfällen bzw. während entsprechender Witterungsverhältnissen bearbeitet, um möglichst Fruktifikationsschübe der Großpilze anzutreffen. Die Flächen wurden nach einem festgelegten Schema begangen, damit die Erhebungen für die statistischen Auswertungen objektivierbar sind. Die Flächen wurden systematisch in Längsstreifen von ca. 3 m Abstand parallel zu einer Außenkante abgegangen. Alle vorgefundenen Pilzfruchtkörper der ausgewählten ernährungsphysiologischen (trophischen) Gruppen wurden im Gelände bestimmt (bzw. wenn nötig Proben genommen) und in der Artenliste notiert. Weiterhin wurden die Fruchtkörperzahlen von ausgewählten, eindeutig im Gelände ansprechbaren Arten notiert. Somit sind die Artenlisten der einzelnen Begänge eine vollständige Erhebung des jeweiligen Pilzfruchtkörpervorkommens.

Im Gelände nicht eindeutig anzusprechende Arten wurden im Labor nachbestimmt. Hierfür stand ein Zeiss Standard 14 Nomarski-Interferenzkontrastmikroskop zur Verfügung. Einzelne Proben schwieriger Artengruppen wurden elektronenoptisch untersucht (Sporenornamentation). Hierfür stand ein Leo 438 VP zur Verfügung. Kleine Stücke des Hymeniums wurden direkt von Herbarmaterial mit einem BAL-TEC SCD 050 mit Platin besputtert (60 sec. bei 20° C).

Als Bestimmungsliteratur wurde verwendet: ANTONÍN & NOORDELOOS (1993, 1997), BASSO (1999), BON (1992), BRANDRUD et al. (1990-1998), BREITENBACH & KRÄNZLIN (1984, 1986, 1991, 1995, 2000), CANDUSSO (1997), EINHELLINGER (1990), HANSEN & KNUDSEN (1992, 1997, 2000), HEILMANN-CLAUSEN et al. (1998), JÜLICH (1984), MOSER (1983), NOORDELOOS (1992, 1994).

Die vollständige Datendokumentation erfolgt im Anhang.

5.2.2 Datenauswertung

Arten-Zeit-Kurve und Arten-Areal-Kurve

Die Erhebung des Arteninventars von Großpilzen kann nicht innerhalb eines Beganges der zu untersuchenden Fläche erfolgen, da es bislang nicht möglich ist, die Gesamtheit der pilzlichen Organismen direkt im Boden nachzuweisen. Die Artbestimmung erfolgt in der Regel anhand des Vorkommens von Fruchtkörpern. Da die Frequenz der Fruktifikation einerseits artabhängig, andererseits auch an saisonale (z. B. Klima) oder zufällige Faktoren gekoppelt sein kann (z. B. Witterung), wird die nachgewiesene Artenzahl von Begang zu Begang sukzessive ansteigen, bis eine Sättigung erreicht wird. Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass alle Arten der jeweiligen Probestfläche im selben Jahr fruktifizieren, müssen die Begänge über mehrere Jahre verteilt werden, um das vollständige Arteninventar nachzuweisen. Solange der untersuchte Bestand keiner Sukzession unterliegt, wird die Kurve der nachgewiesenen Arten, aufgetragen gegen die Begänge, gegen die tatsächliche Artenzahl konvergieren. Je mehr Arten schon nachgewiesen wurden, umso geringer ist die Wahrscheinlichkeit, neue finden zu können, während sich die Anzahl der mehrfach nachgewiesenen Arten erhöht. Abb. 10 zeigt beispielhaft eine Entwicklung von Artenzahlen auf einer gedachten Probestfläche in Abhängigkeit der Anzahl an Begehungen. Die Kurve ist rein hypothetisch und dient der Veranschaulichung.

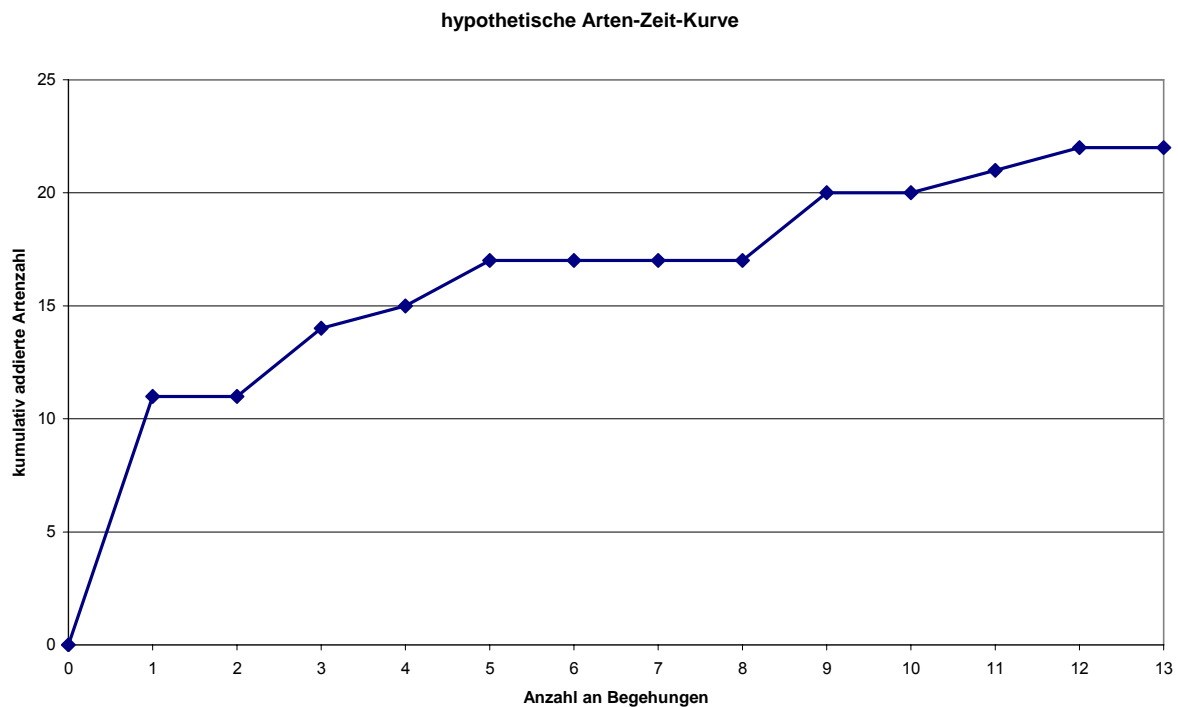


Abb. 10: Hypothetischer Verlauf der Folge von Zahlen, die durch Kumulation der Artenzahlen einzelner Begänge erhalten wird (hier 13 Begänge)

Durch die real erhobene Artenzahl-Abfolge (kumulative Artenzahlen) lässt sich eine optimierte Kurve durch Regression legen. Die Entscheidung, welche Funktion man für die Regression verwendet, um der Realität am nächsten zu kommen, ist nicht trivial. So wäre in unserem Beispiel eine logarithmische Kurve denkbar. Zunächst steigt die Artenzahl deutlich an. Der Artenzuwachs wird aber immer geringer, die Kurve wird flacher. Eine logarithmische Kurve würde zwar immer langsamer ansteigen, jedoch nie konvergieren. Da die Artenzahl der untersuchten Probeflächen endlich ist, kann ein logarithmischer Kurvenverlauf daher ausgeschlossen werden. Die gesuchte Regressionskurve muss also den folgenden Bedingungen gehorchen: die Kurve steigt zunächst deutlich an, um sukzessive an Steigung zu verlieren und muss sich schlussendlich einer Geraden annähern, die parallel zur x-Achse verläuft. Die Kurve muss also gegen einen festen Wert der y-Achse konvergieren. Dieser Wert entspricht dann der tatsächlichen Artenzahl der Fläche.

Es bietet sich somit an, einen hyperbolischen Verlauf für die Arten-Zeit-Beziehung anzunehmen, wie auch SCHMITT (1999) begründet, da diese die Bedingungen der Grundform der Kurve wie auch der Konvergenz gegen einen festen Wert erfüllt.

Anhand vieler Datensätze aus mykologischen Erhebungen diskutiert SCHMITT (1999) als beste Anpassung die Michaelis-Menten-Funktion als zweiparametrische Hyperbel:

$$t \mapsto h(t) = h(t, R, B) := \frac{R \cdot t}{B + t}, \quad 0 \leq t \leq N$$

Hierbei ist R die Artenzahl, gegen die die Kurve im Unendlichen konvergiert und B die Anzahl an Begängen, nach der die Hälfte der gesamten Artenzahl ($R/2$) zu erwarten wäre. t ist die Variable für die Untersuchungszeit (z.B. Anzahl regelmäßiger Begänge im hier angewandten Fall); t ist im Falle von Anzahl an Begängen ganzzahlig. N ist die Gesamtzahl an Begängen, die für die Berechnung der Kurve ausgeführt wurde. Für die Konvergenz der Kurve, also die tatsächlich zu erwartende Artenzahl geht t (also auch N) gegen Unendlich.

Eine optimierte Regression mittels der Michaelis-Menten-Gleichung (Berechnung der Regressionskurve: siehe unten) für das in Abb. 10 dargestellte Beispiel zeigt Abb. 11. Die ermittelte Regressionskurve vom Typ der Michaelis-Menten-Gleichung würde hier gegen den Wert 24 Arten konvergieren. D.h. es wären nach den 13 Begängen bereits 21 von 24 Arten nachgewiesen worden.

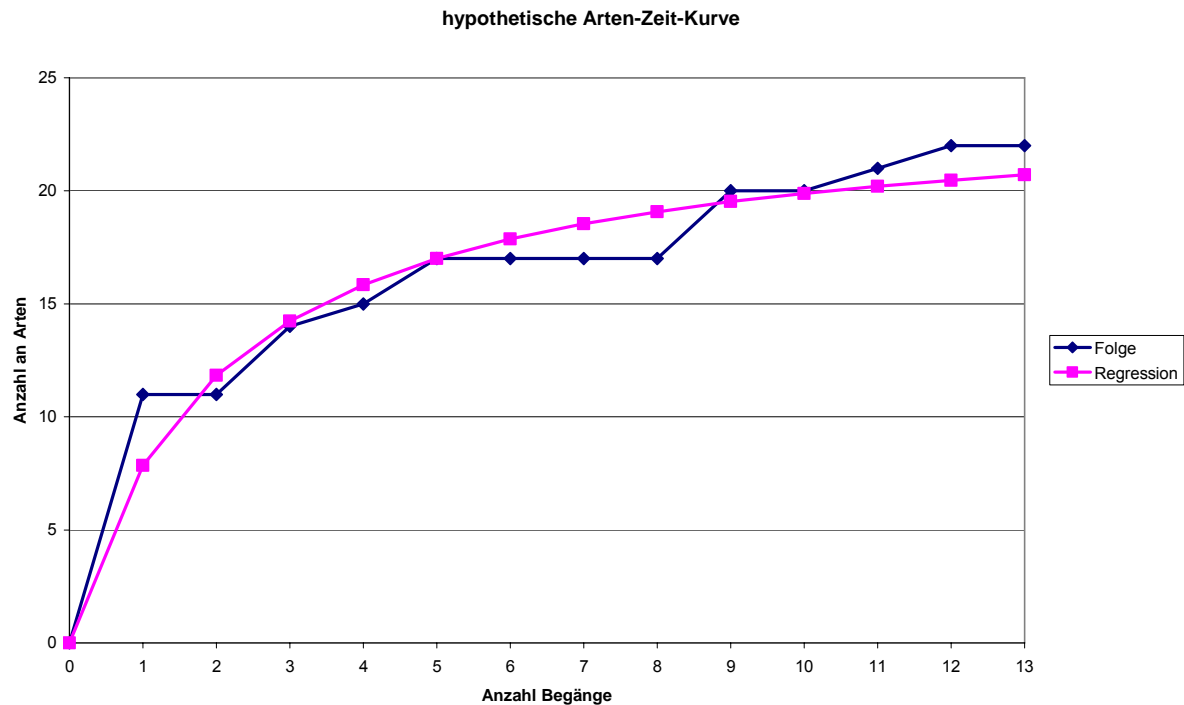


Abb. 11: Hypothetischer Verlauf der Folge von Zahlen, die durch Aufaddieren der Artenzahlen einzelner Begänge erhalten wird (hier 13 Begänge) und daraus errechnete Regressionskurve vom Typ der Michaelis-Menten-Gleichung. Die Kurve konvergiert gegen den Wert 24 Arten.

SCHMITT (1999) bezieht sich meist auf die Arten-Areal-Kurve, also die Beziehung, die den Artenzuwachs bei vergrößerter Untersuchungsfläche angibt. Hierfür gibt es genügend Datenreihen, die die Richtigkeit der Michaelis-Menten-Gleichung stützen (SCHMITT l.c.). Die Anwendbarkeit auf die Zeit anstelle der Flächengröße als Variable wird ebenfalls von SCHMITT (l.c.) anhand von experimentell erhobenen Daten gezeigt.

Bislang wurden Probeflächen über mehrere Jahre auf ihr Pilzvorkommen hin untersucht und die bis dahin nachgewiesenen Arten als deren Artenausstattung interpretiert (z. B. ALBERT & FRAITURE 1998, EGLI et al. 1997, PETRINI et al. 1989, TYLER 1989, VEERKAMP & KUYPER 1993). EGLI et al. (1997) gingen bereits einen Schritt weiter, indem sie den zeitlichen Verlauf der Anzahl nachgewiesener Arten über sechs Jahre hinweg aufzeigen, ohne aber eine genaue Prognose zu erstellen. Es wurde hier die Artenzahl nach 20 Jahren gesamter Untersuchungszeit als vollständig angenommen. Die tatsächlich zu erwartende Artenzahl kann jedoch nur angegeben werden, wenn man die Arten-Zeit-Kurve betrachtet und deren

Konvergenzwert bestimmt. Schwierigkeiten bereitet hierbei die witterungs- und jahreszeitlich bedingte Schwankung der Zahl der aufgefundenen Arten pro Begang. Bei geringem aktuellem Fruchtkörperaufkommen ist die Wahrscheinlichkeit eines Artenzuwachses, also des Nachweises von bislang nicht entdeckten Arten, kleiner als bei artenreichen Fruktifikationsschüben. Die erhaltene Kurve schwankt daher um die ideale Hyperbel, wie auch anhand der hier erhobenen Daten zu sehen ist (Abb. 32-43).

Die durch das Kumulieren der nachgewiesenen Artenzahl erhaltene Folge steigt monoton an (die Summe nachgewiesener Arten kann durch einen Begang nicht sinken). Um durch eine entsprechende Folge eine Kurve (z. B. die Michaelis-Menten-Funktion) zu legen, bietet sich die Methode des kleinsten Fehlerquadrates an. Die durch die Folge gelegte Kurve wird dadurch optimiert, dass die Summe der Quadrate der Abstände zwischen Folge und Kurve minimal ist.

Mathematische Grundlage der Berechnung der Arten-Zeit-Kurven

Problem

Gegeben sei eine Folge von monoton ansteigenden Werten

$$x_0, \dots, x_N \in \mathcal{R}^+$$

zu N Beobachtungen, d.h., x_1, \dots, x_N sind die Beobachtungen; $x_0 = 0$ per Definition.

Gesucht ist der Grenzwert der Folge für $N \rightarrow \infty$

1. Schritt (Legen der Hyperbel durch die Folge)

Passung eines Hyperbelastes der Form

$$t \mapsto h(t) = h(t, R, B) := \frac{R \cdot t}{B + t}, 0 \leq t \leq N \quad (\text{Michaelis-Menten-Funktion})$$

an die x -Werte mittels kleinster Quadrate.

hierbei ist:

R : maximale Artenzahl

B : Anzahl an Begängen, die zu $R/2$ Arten führen

t : Untersuchungszeit, hier: Anzahl an Begängen

N : Gesamtbegangszahl

Man setze

$$Q(R, B) := \sum_{t=0}^N (x_t - h(t))^2$$

und wähle R und B so, dass Q minimal wird. Q (R, B) ist somit die Funktion, die die Summe der Quadrate der Abstände zwischen Folge und Hyperbelast angibt. Diese Funktion muss für beide Variablen, R und B, ein Minimum ergeben, damit die Hyperbel am besten an die Folge angepasst ist.

Folglich sind die partiellen Ableitungen nach beiden Variablen notwendigerweise jeweils gleich 0:

$$\frac{\partial Q}{\partial R} = 0, \quad \frac{\partial Q}{\partial B} = 0.$$

Daraus bestimme man R und B:

$$(1) \quad \frac{\partial Q}{\partial R} = 0 \Leftrightarrow R \cdot \sum_{t=0}^N \frac{t^2}{(B+t)^2} = \sum_{t=0}^N x_t \cdot \frac{t}{B+t}$$

beispielhafte Ausführung dieser partiellen Ableitung bzw. von (1):

$$Q(R, B) = \sum_{t=0}^N \left(x_t - \frac{R \cdot t}{B+t} \right)^2 = \sum_{t=0}^N \left(x_t^2 - 2x_t \cdot \frac{R \cdot t}{B+t} + \frac{R^2 \cdot t^2}{(B+t)^2} \right)$$

$$\frac{\partial Q(R, B)}{\partial R} = \sum_{t=0}^N \left(2 \cdot \frac{R \cdot t^2}{(B+t)^2} - 2x_t \cdot \frac{t}{B+t} \right) = 2 \cdot \sum_{t=0}^N \left(\frac{R \cdot t^2}{(B+t)^2} - x_t \cdot \frac{t}{B+t} \right) \equiv 0$$

$$\Rightarrow \sum_{t=0}^N \left(\frac{R \cdot t^2}{(B+t)^2} - x_t \cdot \frac{t}{B+t} \right) = 0 \Rightarrow \sum_{t=0}^N \frac{R \cdot t^2}{(B+t)^2} - \sum_{t=0}^N x_t \cdot \frac{t}{B+t} = 0$$

$$\Rightarrow R \cdot \sum_{t=0}^N \frac{t^2}{(B+t)^2} = \sum_{t=0}^N x_t \cdot \frac{t}{B+t}$$

$$(2) \quad \frac{\partial Q}{\partial B} = 0 \Leftrightarrow R \cdot \sum_{t=0}^N \frac{t^2}{(B+t)^3} = \sum_{t=0}^N x_t \cdot \frac{t}{(B+t)^2}$$

(1) und (2) liefern für die Bestimmung von B:

$$(3) \quad \left(\sum_{i=0}^N x_i \frac{t}{B+t} \right) \left(\sum_{i=0}^N \frac{t^2}{(B+t)^3} \right) = \left(\sum_{i=0}^N x_i \frac{t}{(B+t)^2} \right) \left(\sum_{i=0}^N \frac{t^2}{(B+t)^2} \right)$$

Man berechne nun B aus (3) und dann damit R aus (1) oder (2). Auf das Versuchsdesign bezogen erhält man auf diesem Weg aus der Folge der nachgewiesenen Artenzahlen je Begang einen Konvergenzwert R, der die zu erwartende Gesamtartenzahl der untersuchten Fläche angibt. B hingegen ergibt, wie bereits oben gezeigt, die Anzahl der Begänge, nach der die halbe zu erwartende Artenzahl zu erwarten ist. B gibt somit Aufschluss über die Frequenz der Fruktifikation der vorkommenden Arten. Je mehr Arten regelmäßig und mit hoher Frequenz fruktifizieren, umso schneller sättigt sich die Kurve und umso kleiner ist der Wert für B.

2. Schritt (Ermittlung der Fehlergrenzen für die optimierte Hyperbel)

Modell:

$$x_i = h(t) + y_i, \quad 1 \leq t \leq N, \quad \text{d.h.,} \quad y_i := x_i - h(t), \quad 1 \leq t \leq N$$

x_t ist die Folge der ermittelten Artenzahlen nach t Begängen. y_t ist der Abstand zwischen der optimierten Hyperbel $h(t)$ und der Folge der „Messwerte“ für die Artenzahlen nach t Begängen.

Annahme (die Abstände zwischen der Folge und der optimierten Hyperbel seien normalverteilt, d.h. der Gaußschen Verteilung folgend):

$$y_t = Y_t(\omega) \quad \text{für } 1 \leq t \leq N$$

Dabei sei Y_t eine normalverteilte Zufallsvariable mit Mittelwert $m = \hat{m}$ und

Standardabweichung $\sigma = \hat{\sigma} : N(m, \sigma^2)$

Schätzung von \hat{m} und Schätzung von $\hat{\sigma}^2$

$$\hat{m} := \bar{y} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N y_i \quad \hat{\sigma}^2 := \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2.$$

3. Schritt (Fehlerrechnung für R)

Folgerung

$$R = \lim_{t \rightarrow \infty} h_t$$

Vorgegeben wird nun ein Wahrscheinlichkeitswert α mit $0 < \alpha < 1$. Man bestimme einen Wert ε so, dass für große t gilt:

$$x_t \in [R + \hat{m} - \varepsilon, R + \hat{m} + \varepsilon] \quad \text{mit Wahrscheinlichkeit } \alpha.$$

Mit $\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x e^{-\frac{t^2}{2}} dt$, der Verteilungsfunktion der Standard-Normalverteilung

$N(0,1)$, folgt daraus

$$\Phi\left(\frac{\varepsilon}{\hat{\sigma}}\right) - \Phi\left(-\frac{\varepsilon}{\hat{\sigma}}\right) = \alpha,$$

wobei Φ die Verteilungsfunktion der Standard-Normalverteilung $N(0,1)$ ist, d.h.

$$\Phi\left(\frac{\varepsilon}{\hat{\sigma}}\right) = \frac{1}{2} (1 + \alpha)$$

Eine Tabelle für die Verteilungsfunktion Φ (Phi-Test) findet man z.B. in HÄRTER (1987: 628).

Zu $\alpha = 0.95$ erhält man aus der Tabelle für $\frac{\varepsilon}{\hat{\sigma}}$ den Wert 1.645 und somit

$$\varepsilon = 1.645 \hat{\sigma}.$$

Wie u.a. auch SCHMITT (1999) zeigt, ist allein anhand der Arten-Zeit-Kurve noch nicht möglich, eine allgemeingültige Aussage über die Artendiversität eines Biotoptyps zu treffen. Hierfür muss eine Beziehung der Artenzahl mit steigender Fläche, die Arten-Areal-Kurve, ermittelt werden. Hier wurden in der Vergangenheit verschiedene Ansätze erprobt. Nach SCHMITT (1999) und COLWELL & CODDINGTON (1994) ist auch in diesem Fall die Michaelis-Menten-Gleichung die optimale Annäherung. Auch hier ist die Artenzahl, die bei einer theoretisch unendlich großen Fläche erreicht wird, genau

die Anzahl an Arten, die in diesem Biotop vorkommen können. Insofern wird die Kurve wieder gegen einen festen Wert konvergieren. Diese Grenzgröße der maximalen Artenzahl kann als Artendiversität des Biotops angenommen werden. Sie ist somit das Maß der Artendiversität für Biotope, mit dem unterschiedliche Biotope verglichen werden können.

Die der Bestimmung der Grenzwerte der Arten-Areal-Kurve dienende Mathematik verläuft entsprechend der oben unter Punkt Arten-Zeit-Kurven erläuterten Vorgehensweise. Die Folge, durch deren Werte die Hyperbel der Michaelis-Menten-Gleichung optimal gelegt wird, erhält man hier durch Aufaddieren der Artenzahlen nach Addition der einzelnen Untersuchungsflächen der jeweiligen Varianten.

Auswertung des Arteninventars

Die Auswertung anhand der Artenverteilung der Untersuchungsflächen erfolgte mit Hilfe des Programms PcOrd (Vers. 4.18). Für den direkten Vergleich der Ähnlichkeiten der Arteninventare der Probeflächen wurde der Sørensen-Quotient bestimmt. Dieser setzt die Anzahl der den je zwei miteinander verglichenen Flächen gemeinsamen Arten zu der Gesamtartenzahl beider Flächen ins Verhältnis. Er berechnet sich nach ROBERTS (1986) wie folgt:

$$D_{i,k} = \frac{\sum_{j=1}^p |a_{i,j} - a_{k,j}|}{\sum_{j=1}^p a_{i,j} + \sum_{j=1}^p a_{k,j}}$$

Auf diese Weise entspricht die Relative Sørensen-Distanz der Manhattan-Distanz (siehe FAITH et al. 1987). Dies hat sich für Clusteranalysen als hilfreich herausgestellt (FAITH et al. 1987, MCCUNE & MAFFORD 1999). Zudem wurden für die Auswertung der Datensätze eine Korrespondenzanalyse (DCA) ausgeführt.

6 Ergebnisse

6.1 Charakterisierung der Varianten anhand ihres Arteninventars

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes von drei Jahren wurde nur ungefähr die Hälfte der potentiell vorkommenden Arten gesichtet (siehe 6.2). Die nachfolgend gewonnen Erkenntnisse treffen daher streng genommen auf die häufigeren bzw. frequenteren oder langlebigeren (und damit leichter nachweisbaren) Arten zu. Im Folgenden wird unter „Mykorrhizapilzen“ nur die Gruppe von ektomykorrhizabildenden Pilzen verstanden.

6.1.1 Verteilung der Arten auf die ökologischen Gruppen „bodensaprotroph“ und „ektomykorrhizabildend“

Die auf den Probeflächen nachgewiesenen Arten wurden in die ökologischen Gruppen „bodensaprotroph“ und „ektomykorrhizabildend“ eingeteilt. Die Einteilung in ektomykorrhizabildend bzw. saprotroph erfolgte anhand von Literaturdaten zur Ökologie der jeweiligen Arten. Als Grundlage für die Einstufung als Mykorrhizapilz werden AGERER (1987-2002) und die in der Zeitschrift *Descriptions of Ectomycorrhizae* erschienenen Beschreibungen von Mykorrhizen verwendet. Arten, die zu Gattungen gehören, die nach diesen beiden Quellen typischerweise Mykorrhizen bilden, werden als symbiontisch eingestuft, auch wenn noch kein expliziter Beweis für diese Lebensweise bei jeder einzelnen Art erbracht wurde. Weiterhin wurden für Angaben zur Ökologie KRIEGLSTEINER (2000a, b), KRIEGLSTEINER & GMINDER (2001, 2003), sowie AGERER (1985) verwendet. Die Einteilung in bodensaprotrophe Pilze und Mykorrhizapilze ist nicht immer sicher zu begründen, da noch nicht alle bekannten Großpilze auf Mykorrhizierung hin untersucht sind. So galten die „Butterrüblinge“, Gattung *Rhodocollybia*, meist als bodensaprotroph (z. B. KRIEGLSTEINER & GMINDER 2001). MLECZKO (2004) konnte jedoch Ektomykorrhizen für *Rhodocollybia butyracea* nachweisen. Ein Problem stellen Gattungen dar, in denen sowohl Mykorrhizabildner als auch Saprobionten bekannt sind. Vermutlich ist in solchen Fällen das Gattungskonzept zu weit.

Ein Beispiel ist die Gattung *Entoloma*. Es sind bereits Ektomykorrhizen von *Entoloma sinuatum* mit *Salix* nachgewiesen (AGERER 1997). Andererseits enthält die Gattung

typische Gras- und Offenlandarten, Moosbewohner, holzabbauende Arten und sogar pilzparasitische Arten (NOORDELOOS 1992, 1994). Somit ist fraglich, welche Arten dieser Gattung bodensaprotroph sind bzw. welche Ektomykorrhizen bilden. Im Rahmen dieser Studie wurden sie daher als „unklar“ eingestuft, es sei denn, Ektomykorrhiza wäre nachgewiesen. Da nur wenige Rötlingsarten (Gattung *Entoloma*) auf den Probeflächen auftreten, stört dies bei der Auswertung nicht.

Auch die Abgrenzung zwischen Holzabbauern und bodensaprotrophen Arten ist manchmal schwierig zu ziehen. Viele Besiedler von morschem Holz der Finalphase können auch auf den Boden übergehen. Manche Arten haben eine allgemein breitere ökologische Amplitude und können beides, Holz abbauen und bodensaprotroph leben. Die Grenze zwischen „humusbewohnend“ und „auf Holzstückchen wachsend, die sich im Boden befinden“, ist ohnehin fließend. Um ein gangbares Konzept zu entwickeln wurden daher Gattungen, deren Arten überwiegend bodensaprotroph sind, generell in dieser Gruppe eingeteilt, so z. B. auch alle Helmlinge (*Mycena* spp.) oder Vertreter der Gattung *Psathyrella*.

Gattungen, die hingegen überwiegend auf Holz bzw. an Moosen vorkommen (wie z. B. *Galerina*, *Hypholoma*, *Pholiota*), wurden nicht in die Studie aufgenommen, obwohl wenige Arten terrestrisch wachsen können.

Die absoluten Artenzahlen, verteilt auf die trophischen Gruppen, sind in Abb. 12 dargestellt. Das Verhältnis von Ektomykorrhizabildnern zur Gesamtartenzahl zeigt Abb. 13. Die extensiv forstlich genutzten Flächen (Var. 3, Einzelstammnutzung) sind die artenreichsten. Die forstlich genutzten Flächen zeigen zudem das höchste prozentuale Verhältnis von Mykorrhizapilzen an der Boden-Großpilzflora (Abb. 13).

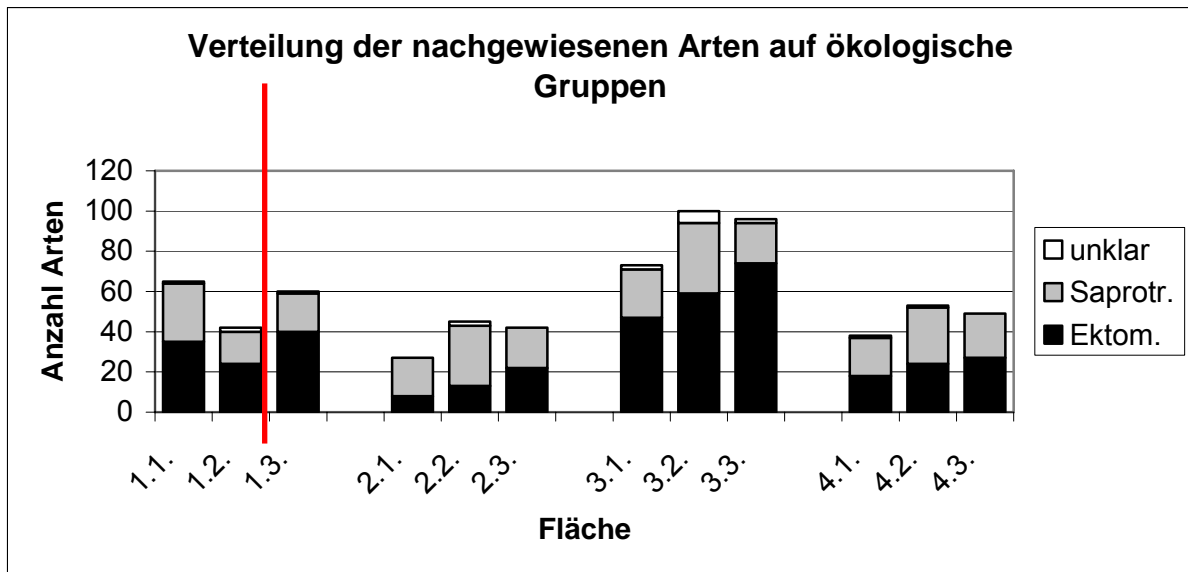


Abb. 12: Die Verteilung der nachgewiesenen Arten auf die ökologischen Gruppen „bodensaprotroph“ und „ektomykorrhizabildend“; „unklar“ bezeichnet Arten, bei denen nicht sicher ist, welcher Gruppe sie angehören (in diesem Fall jeweils Vertreter der Gattung *Entoloma*). Der rote Balken trennt Variante 1 in die Flächen 1.1 und 1.2 (vom Borkenkäfer während der Untersuchungszeit betroffen) und Fläche 1.3 (während der Untersuchungszeit nicht vom Borkenkäfer befallen) auf.

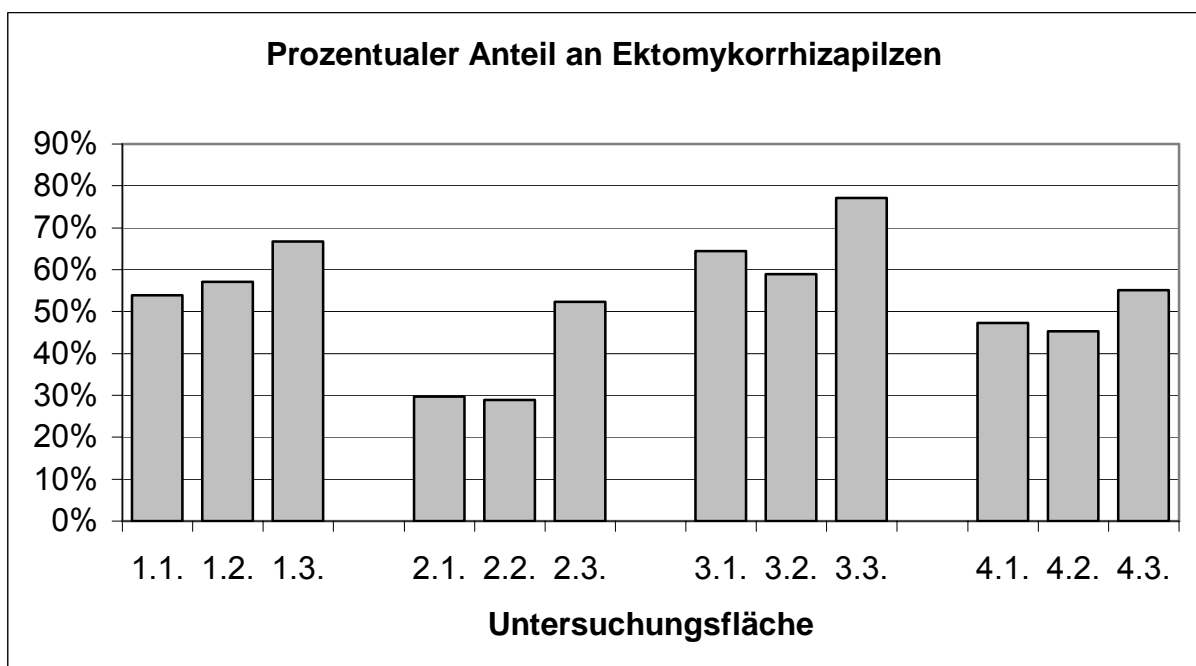


Abb. 13: Prozentuales Verhältnis von Ektomykorrhizapilzen zur Gesamtartenzahl der jeweiligen Fläche.

6.1.2 Charakteristische Taxa für Varianten / Flächen

Nur wenige der insgesamt 209 nachgewiesenen Arten treten in allen untersuchten Flächen auf (Tab. 24). Aufgrund dieses Verbreitungsmusters kann für diese Arten ein Zeigerwert in Bezug auf die in diesem Projekt untersuchten Nutzungs- bzw. Störungsunterschiede ausgeschlossen werden.

Tab. 24: Arten, die in allen Untersuchungsflächen auftreten. Die Zahlen in der Tabelle geben die Anzahl der Jahre an, in denen die jeweilige Art auf der entsprechenden Fläche gefunden wurde. Für *Cystoderma jasonis* heißt dies beispielsweise, dass sie innerhalb der Variante 1 auf Fläche 1.1 in zwei Jahren gesehen wurde, Fläche 1.2 nur in einem Jahr in und auf Fläche 1.3 in allen drei Untersuchungsjahren (2 / 1 / 3). Saprotrophe Arte werden mit „s“ gekennzeichnet, Mykorrhizapilze mit „m“.

Artname	Variante			
	1. (ungenutzt)	2. (Borkenkäfer)	3. (Einzelstamm- nutzung)	4. (Räumung)
<i>Clitocybe vibecina</i> (s)	2 / 3 / 2	1 / 3 / 3	1 / 2 / 1	2 / 2 / 2
<i>Cystoderma jasonis</i> (s)	2 / 1 / 3	1 / 1 / 2	2 / 2 / 3	2 / 2 / 3
<i>Mycena galericulata</i> (s)	1 / 1 / 2	1 / 1 / 3	2 / 3 / 2	2 / 1 / 2
<i>Mycena galopus</i> (s)	3 / 1 / 3	2 / 3 / 3	2 / 3 / 3	3 / 2 / 2
<i>Russula ochroleuca</i> (m)	3 / 2 / 3	1 / 1 / 3	2 / 3 / 3	3 / 1 / 3
<i>Xerocomus badius</i> (m)	3 / 1 / 3	1 / 1 / 2	2 / 3 / 3	2 / 1 / 3
<i>Xerocomus pruinatus</i> (m)	2 / 1 / 2	1 / 1 / 2	2 / 3 / 3	2 / 1 / 3

Bei Arten, die in allen Varianten gefunden werden konnten, können jedoch durchaus gewisse Präferenzen festgestellt werden, wenn die Anzahl der Flächen, in denen diese gefunden wurden, unterschiedlich ist (Tab. 25-27). Gerade häufige Arten, die zudem eine hohe ökologische Bandbreite besitzen, könnten als Differentialarten verwendet werden.

Nur drei der in allen Varianten vorkommenden Arten sind in Variante 1 (ungenutzt) unterrepräsentiert, kommen dort also seltener vor als in den anderen untersuchten Flächen (Tab. 25).

Tab. 25: Arten, die in Variante 1 (ungenutzt) unterrepräsentiert sind, jedoch in den anderen drei Varianten regelmäßig auftreten.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
<i>Mycena cinerella</i> (s)	1 / - / -	2 / 2 / 1	2 / 2 / 2	1 / - / 1
<i>Mycena rubrimarginata</i> (s)	1 / - / -	2 / 3 / 1	1 / 2 / 2	- / 1 / 1
<i>Mycena sanguinolenta</i> (s)	- / 1 / -	2 / 2 / 3	2 / 1 / -	1 / 2 / -

Ebenfalls nur wenige der in allen Varianten nachgewiesenen Arten besitzen ein Verbreitungsmuster, welches ein schwächeres Auftreten in Variante 2 („Borkenkäferbefall“) zeigt (Tab. 26). Die Mykorrhizapilzarten *Amanita rubescens*, *Laccaria amethystea*, *Russula fellea* und *Russula nigricans* wurden nur in je einer Fläche der Variante 2 (Borkenkäferbefall) gefunden, wurden jedoch auf allen anderen untersuchten Flächen nachgewiesen. Insofern kann ein deutlich vermindertes Auftreten dieser Arten innerhalb Variante 2 im Vergleich zu den übrigen Varianten festgestellt werden.

Generell ist jede der in Tab. 26 aufgeführten Arten als sehr häufig anzusehen und in ganz Deutschland weit verbreitet (KRIEGLSTEINER 1991a, b).

Tab. 26: Arten, die in Variante 2 (Borkenkäferbefall) unterrepräsentiert sind, jedoch in den anderen drei Varianten weit verbreitet sind.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
<i>Amanita rubescens</i> (m)	2 / 2 / 3	- / - / 3	2 / 3 / 2	2 / 2 / 2
<i>Laccaria amethystea</i> (m)	3 / 2 / 2	- / - / 1	2 / 3 / 3	2 / 1 / 2
<i>Russula fellea</i> (m)	3 / 2 / 3	- / - / 2	2 / 3 / 3	2 / 1 / 1
<i>Russula nigricans</i> (m)	1 / 2 / 3	- / 1 / -	2 / 2 / 3	1 / 1 / 2
<i>Clavulina cristata</i> (s)	1 / 2 / 1	- / - / 1	2 / 2 / 3	1 / - / 2
<i>Mycena leucogala</i> (s)	1 / - / 1	1 / - / -	1 / 2 / 1	1 / 2 / 1
<i>Paxillus involutus</i> (m)	1 / 1 / -	- / - / 2	1 / 3 / 2	- / 1 / 2

Nur eine einzige der in allen Varianten nachgewiesenen Arten, nämlich *Entoloma cetratum*, zeigt eine gewisse Präferenz für lebende Bestände (Tab. 27), also für die beiden Varianten „Ungenutzt“ (Var.1) und „Einzelstammnutzung“ (Var. 3), bzw. meidet die Varianten 2 und 4 („Borkenkäferbefall“ und „Räumung“).

Tab. 27: Arten, die eine Präferenz für lebende Bestände zeigen (Var. 1 und 3), aber dennoch in allen Varianten vorkommen.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
Entoloma cetratum	1 / 1 / 1	- / 1 / -	1 / 1 / 2	- / 1 / -

Arten, die in einer der vier Varianten nicht nachgewiesen wurden sind in Tab. 28 aufgelistet.

Tab 28: Arten, die nur in je einer Variante fehlen.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
Marasmius alliaceus (s)	- / - / -	- / 1 / 2	- / 2 / -	- / 1 / -
Mycena metata (s)	- / - / -	- / 2 / 1	- / 1 / -	2 / - / -
Cantharellus friesii (m)	- / - / -	- / - / 1	1 / - / 2	- / 1 / -
Xerocomus lanatus (m)	- / - / -	1 / - / -	2 / - / 1	- / - / 2
Psathyrella artemisiae (s)	- / - / -	- / 2 / -	2 / - / -	- / 2 / -
Russula persicina (m)	2 / 1 / 2	- / - / -	1 / 2 / 2	- / 1 / -
Lactarius camphoratus (m)	2 / - / -	- / - / -	2 / 2 / 1	2 / - / 2
Russula emetica (m)	- / - / 1	- / - / -	1 / 2 / 2	2 / - / 2
Cortinarius (Myx.) delibutus (m)	- / - / 3	- / - / -	1 / 2 / 1	- / 1 / -
Hygrophorus olivaceoalbus (m)	- / - / 2	- / - / -	2 / 3 / 2	- / - / 1
Russula densifolia (m)	- / - / 1	- / - / -	2 / 2 / 1	- / - / 1
Amanita excelsa (m)	- / - / 2	- / - / -	- / - / 2	- / 2 / 1
Amanita fulva (m)	- / 1 / -	- / - / -	1 / - / -	1 / - / 2
Cystoderma amianthinum (s)	1 / - / -	- / - / -	- / 2 / -	3 / - / 2
Scleroderma citrinum (m)	1 / 1 / -	- / - / 3	- / - / -	3 / - / 2
Lactarius subdulcis (m)	3 / 2 / 2	1 / - / 3	2 / 3 / 3	- / - / -
Lactarius lignyotus (m)	1 / 1 / 3	- / - / 2	2 / 2 / 3	- / - / -
Amanita submembranacea (m)	1 / 1 / -	1 / - / 1	2 / - / 3	- / - / -
Clavulina cinerea (s)	- / - / 1	- / 1 / -	1 / 2 / 1	- / - / -
Dasyscyphus acuum (s)	1 / - / 1	1 / 1 / -	1 / - / -	- / - / -
Boletus edulis (m)	- / 2 / 2	- / - / 1	- / - / 2	- / - / -
Chalciporus piperatus (m)	- / 1 / 1	1 / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Dasyscyphus virgineus (s)	1 / - / 1	1 / - / -	1 / - / -	- / - / -
Cortinarius (Ser.) anomalus (m)	- / - / 1	- / 1 / -	1 / 3 / -	- / - / -
Mycena epipterygia (s)	1 / - / -	- / 2 / -	- / 1 / -	- / - / -
Russula amethystea (m)	- / - / 1	- / 1 / -	- / 2 / -	- / - / -

Arten, die nur in Variante 1 fehlen: Keine der Arten, die nur in Variante 1 (ungenutzt) fehlen, kann als Ausschlussart für diese Variante betrachtet werden, da diese Arten auch in den anderen Varianten nur sporadisch auftreten (Tab. 28).

Arten, die nur in Variante 2 fehlen: *Russula persicina*, ein Mykorrhizapilz der Buche, zeigt eine eindeutige Präferenz für intakte Bestände. Keine weiteren der in Tab. 28 aufgelisteten Arten können als Ausschlussarten für Variante 2 betrachtet werden, da sie in anderen Varianten zu sporadisch auftreten. Vielmehr ist eher eine positive Präferenz bei manchen Arten sichtbar. So zeigen z. B. *Cortinarius delibutus*, *Hygrophorus olivaceoalbus* und *Russula densifolia*, jeweils sehr häufige Arten auf sauren Böden, eine gewisse Präferenz für Variante 3 (Einzelstammnutzung). Nimmt man die Flächen 1.1 und 1.2 aus den Betrachtung heraus (Borkenkäferbefall während der Untersuchungszeit), so können die genannten drei Arten auch generell als typisch für intakte Waldbestände gewertet werden.

Arten, die nur in Variante 3 fehlen: Eine einzige Art, *Scleroderma citrinum*, fehlt nur in Variante 3 (Einzelstammnutzung, Tab. 28).

Arten, die nur in Variante 4 fehlen: Immerhin 11 Arten fehlen nur in Variante 4 (Räumung, Tab. 28). Davon können aber nur zwei Arten, *Lactarius subdulcis* und *Amanita submembranacea* als deutlichere Ausschlussart gegenüber Variante 4 gewertet werden. *Lactarius ligynotus* lässt eine Präferenz für lebende Bestände erkennen, da er in Variante 2 nur auf einer Fläche vorkommt, hingegen auf allen Flächen intakter Bestände. *Clavulina cinerea* zeigt ein entsprechendes Verbreitungsmuster.

Arten, die jeweils nur in zwei Varianten nachgewiesen wurden: Tab. 29 zeigt die Arten, die nur in den Varianten 1 („Ungenutzt“) und 3 („Einzelstammnutzung“) nachgewiesen werden konnten. Keine dieser Arten konnte jedoch in allen ungenutzten Einzelflächen nachgewiesen werden. Nur *Cortinarius flexipes* und *Russula mairei*, beides Mykorrhizapilze, konnten in je zwei ungenutzten Beständen gefunden werden. Die meisten der nur in den Varianten 1 und 3 vorkommenden Arten sind Mykorrhizapilze.

Tab. 29: Arten, die nur in den lebenden Beständen (Var. 1 und 3, „Ungenutzt“ und „Einzelstammnutzung“) gefunden wurden.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
Cortinarius (Tel.) flexipes (m)	1 / - / 1	- / - / -	1 / 1 / 1	- / - / -
Russula mairei (m)	1 / - / 1	- / - / -	1 / - / -	- / - / -
Cortinarius (Tel.) brunneus (m)	- / - / 1	- / - / -	2 / 2 / 1	- / - / -
Hydnum rufescens (m)	- / 3 / -	- / - / -	2 / 3 / 3	- / - / -
Hygrophorus pustulatus (m)	- / 1 / -	- / - / -	1 / 1 / 2	- / - / -
Russula puellaris (m)	- / 1 / -	- / - / -	2 / 2 / 1	- / - / -
Thelephora terrestris (m)	- / - / 1	- / - / -	2 / 2 / 1	- / - / -
Xerula radicata (s)	- / - / 1	- / - / -	1 / 1 / 1	- / - / -
Cortinarius (Tel.) anthracinus (m)	- / - / 1	- / - / -	- / 2 / 2	- / - / -
Cortinarius (Tel.) diasemospermus (m)	- / - / 1	- / - / -	- / 1 / 1	- / - / -
Elaphomyces granulatus (m)	1 / - / -	- / - / -	- / 1 / 1	- / - / -
Lactarius turpis (m)	- / 3 / -	- / - / -	- / 2 / 1	- / - / -
Russula grisea (m)	- / - / 1	- / - / -	- / 1 / 1	- / - / -
Amanita citrina (m)	2 / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Cortinarius (Cor.) violaceus (m)	- / - / 2	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Cortinarius (Myx.) salor (m)	- / - / 2	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Gymnopus peronatus (s)	1 / - / -	- / - / -	- / 1 / 1	- / - / -
Hygrophoropsis fuscusquamulosa (s)	- / 1 / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Inocybe lanuginosa (m)	1 / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Lactarius mitissimus (m)	- / - / 1	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Rhodocollybia maculata (m)	2 / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -
Xerocomus ferrugineus (m)	- / - / 2	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Xerocomus chrysenteron (m)	1 / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -

Arten, die nur in den gestörten Beständen (Var. 2 und 4) vorkommen: Nur eine einzige Art, *Hymenoscyphus caudatus*, konnte ausschließlich in den zwei Varianten mit abgestorbener Fichtenbaumschicht, bzw. geräumter Baumschicht nachgewiesen werden (Tab. 30), jedoch nur in insgesamt zwei Flächen.

Tab. 30: Arten, die nur in den gestörten Varianten 2 (Borkenkäferbefall) und 4 (Räumung) nachgewiesen wurden.

Artnamen	Variante			
	1.	2.	3.	4.
Hymenoscyphus caudatus (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / 1 / -

Arten, die nur in den Varianten 2 und 3 nachgewiesen wurden: Ein Zusammenhang zwischen forstlich genutzten Flächen („Einzelstammnutzung“) und aus ehemals ungenutzten Beständen hervorgegangenen Borkenkäferflächen (Var. 2), deren Fichtenbaumschicht abgestorben ist, kann nicht begründet werden. Insofern ist es überraschend, dass überhaupt eine Art, *Mycena zephrus*, ausschließlich in diesen beiden Varianten gefunden werden konnte (Tab. 31). Insbesondere die hohe Präferenz dieser Art für diese beiden Varianten ist erstaunlich. Sie wurde in jeder Fläche dieser Varianten gefunden, fehlt dafür in allen anderen Flächen völlig.

Tab. 31: Arten, die nur in den Varianten 2 und 3 gefunden wurden.

Artnamen	Variante			
	1.	2.	3.	4.
<i>Mycena zephrus</i> (s)	- / - / -	1 / 1 / 1	1 / 1 / 2	- / - / -

Arten, die nur in einer einzigen Variante auftreten:

Arten der Variante 1 („Ungenutzt“)

Tab. 32 zeigt alle Arten, die nur in Variante 1 („Ungenutzt“) gefunden wurden. Das Ergebnis ist wenig aussagekräftig, da zum einen diese Arten nur in einer einzigen der drei Flächen gefunden wurden, andererseits aber zwei der drei Flächen (1.1, 1.2) durch Borkenkäferbefall stark verändert wurden. Eine nähere Interpretation unterbleibt daher.

Tab. 32: Arten, die nur in der Variante 1 („Ungenutzt“) nachgewiesen werden konnten.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
<i>Amanita muscaria</i> (m)	- / - / 1	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Amanita virosa</i> (m)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Clitocybe metachroa</i> (s)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Tel.) <i>obtusus</i> (m)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Dasyscyphus bicolor</i> (s)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Entoloma</i> cf. <i>pallescens</i>	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Gyroporus cyanescens</i> (m)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Heyderia abietina</i> (s)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Inocybe striata</i> (m)	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Lactarius blennius</i> (m)	2 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Mycena renati</i> (s)	- / - / 1	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Mycena vulgaris</i> (s)	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Psathyrella</i> cf. <i>fulvescens</i> (s)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Psathyrella</i> cf. <i>impexa</i> (s)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Russula</i> cf. <i>firmula</i> (m)	1 / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Russula</i> cf. <i>ionochlora</i> (m)	- / - / 1	- / - / -	- / - / -	- / - / -
<i>Russula romellii</i> (m)	- / - / 1	- / - / -	- / - / -	- / - / -

Arten der Variante 2 („Borkenkäferbefall“)

Die Arten, die nur in der Variante 2 („Borkenkäferbefall“) vorkommen, sind in Tab. 33 aufgeführt. Bis auf eine Ausnahme (*Psathyrella berolinesis*, wegen des Vorkommens an Dung ohnehin ein Sonderfall) wurden alle diese Arten jeweils nur in der Fläche 2.2 gefunden werden konnten. Möglicherweise ist dies durch die größere Naturnähe der Fläche 2.2 zu erklären (siehe auch Tab. 21, Tannenanteil, Abb. 9, Eingriffsindex, niedrigster Wert aller Flächen!).

Tab. 33: Arten, die nur in Variante 2 („Borkenkäferbefall“) nachgewiesen wurden.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
<i>Clitocybe</i> cf. <i>langei</i> (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
<i>Entoloma nausiosme</i>	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
<i>Hymenoscyphus</i> cf. <i>scutula</i> (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
<i>Inocybe petiginosa</i> (m)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -

Lycoperdon foetidum (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
Mycena filopes (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
Mycena pelliculosa (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
Psathyrella berolinensis (s)	- / - / -	1 / - / -	- / - / -	- / - / -
Russula cutefracta (m)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -
Tubaria romagnesiana (s)	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -	- / - / -

Arten der Variante 3 („Einzelstammnutzung“)

Eine Vielzahl von Arten kommt ausschließlich in Flächen der Variante 3 vor (Tab. 34). Die meisten dieser Arten wurden aber auf nur je einer der drei Untersuchungsflächen dieser Variante gefunden. Bezüglich einzelner Arten kann nicht davon ausgegangen werden, dass sie typisch für genutzte Bestände sind und im naturnahen Wald bzw. im Naturwald nicht vorkommen würden, da Zufallseffekte nicht auszuschließen sind. Es zeigt sich aber, dass die Gattung *Cortinarius* sehr artenreich in der Variante 3 auftritt. Das betrifft insbesondere die Flächen 3.2 und 3.3. Fläche 3.1 (höchster Eingriffsindex unter den Flächen mit lebender Baumschicht) weist hierbei die geringste Artenzahl auf.

Tab. 34: Arten, die ausschließlich in Variante 3 („Einzelstammnutzung“) gefunden werden konnten.

Artname	Variante			
	1.	2.	3.	4.
<i>Amanita porphyrea</i> (m)	- / - / -	- / - / -	2 / - / 2	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Der.) <i>cinnamomeus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / 1	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Lep.) <i>bolaris</i> (m)	- / - / -	- / - / -	1 / 1 / -	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Tel.) <i>acutus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / 1	- / - / -
<i>Lactarius aurantiacus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	2 / 2 / -	- / - / -
<i>Phaeocollybia arduennensis</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / 1	- / - / -
<i>Tricholoma viridilutescens</i> (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / 1	- / - / -
<i>Tylopilus felleus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / 1	- / - / -
<i>Amanita eliae</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
<i>Clavulina rugosa</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
<i>Clitocybe brumalis</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
<i>Clitocybe foetens</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Der.) <i>croceoconus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Der.) <i>sanguineus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
<i>Cortinarius</i> (Lep.) cf. <i>subannulatus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -

Cortinarius (Lep.) speciosissimus (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Cortinarius (Phl.) cf. balteatoalbus var. agathosmos (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Cortinarius (Phl.) scaurus (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Cortinarius (Ser.) camphoratus (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Cortinarius (Tel.) adalberti (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Cortinarius (Tel.) cf. biformis (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Cortinarius (Tel.) cf. decipiens (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Cortinarius (Tel.) cf. fagatorum (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Cortinarius (Tel.) cf. privignus ss. Moser (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Cortinarius (Tel.) lanatus (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Craterellus cornucopioides (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Entoloma cf. dolosum	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Entoloma conferendum	- / - / -	- / - / -	- / 2 / -	- / - / -
Entoloma nitidum	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Gomphidius glutinosus (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Gymnopus dryophilus (s)	- / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -
Hebeloma radicosum (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Hygrophorus cf. piceae (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 3	- / - / -
Inocybe cf. putilla (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Inocybe hystrix (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Lactarius fuliginosus (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Lactarius fulvissimus (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Lactarius lacunarum (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Leotia lubrica (s)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Mycena cinereoides (s)	- / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -
Mycena rosella (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Phaeocollybia festiva (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Porphyrellus porphyrosporus (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Psathyrella piluliformis (s)	- / - / -	- / - / -	- / 2 / -	- / - / -
Pseudocraterellus sinuosus (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 2	- / - / -
Rhodocollybia filamentosa (m)	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -	- / - / -
Russula acrifolia (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Russula cf. foetens (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 1	- / - / -
Russula cf. medullata (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -
Russula chloroides (m)	- / - / -	- / - / -	- / 2 / -	- / - / -
Russula fragilis (m)	- / - / -	- / - / -	- / 2 / -	- / - / -
Tricholoma ustale (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / 3	- / - / -
Xerocomus ripariellus (m)	- / - / -	- / - / -	1 / - / -	- / - / -

Arten der Variante 4 („Räumung“)

Unter den Arten, die nur in Variante 4 vorkommen (Tab. 35), befinden sich viele Saprobionten, die typisch für Störungsflächen sind, so beispielsweise *Aleuria aurantiaca*, *Melastiza chateri* oder Vertreter der Gattung *Scutellinia*. *Myxomphalina maura* ist ein typischer Brandstellenbesiedler und kam auch auf einer solchen in Fläche 4.3 vor. *Clavaria argillacea* und *Marasmius limosus* sind Offenlandarten. Das Vorkommen solcher Arten auf den Räumungsflächen ist zu erwarten.

Tab. 35: Arten, die ausschließlich in Variante 4 („Räumung“) gefunden werden konnten.

<i>Mycena laevigata</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Aleuria aurantiaca</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Clavaria argillacea</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / 1
<i>Clitocybe sinopica</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / 1
<i>Coprinus xanthotrix</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Coprinus micaceus</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Coprinus semitalis</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	1 / - / -
<i>Cortinarius</i> (Der.) <i>croceus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	1 / - / -
<i>Entoloma hispidulum</i>	- / - / -	- / - / -	- / - / -	1 / - / -
<i>Hydnangium neuhoffii</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / 1
<i>Lactarius rostratus</i> (m)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Marasmius limosus</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Melanoleuca robertiana</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / 1
<i>Melastiza chateri</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Mycena amicta</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	1 / - / -
<i>Mycena stipitata</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Myxomphalina maura</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / - / 1
<i>Scutellinia minutella</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -
<i>Scutellinia pseudotrechispora</i> (s)	- / - / -	- / - / -	- / - / -	- / 1 / -

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass keine Arten jeweils nur in den Varianten 1, 2 oder 4 auftreten und dort in mehr als einer Fläche zu finden sind. Einzig Variante 3 kann mit acht Arten, die jeweils in zwei der drei Flächen auftreten und in allen anderen Varianten fehlen, charakteristische Arten (für extensive forstliche Bewirtschaftung) aufweisen: *Amanita porphyrea*, *Cortinarius acutus*, *Cort. bolaris*, *Cort. cinnamomeus*, *Lactarius aurantiacus*, *Phaeocollybia arduennensis*, *Tricholoma viridilutescens*, *Tylophilus felleus* (allesamt Mykorrhizapilze). Deutlicher ist

das Bild bezüglich „lebende Bestände“ vs. „Baumschicht abgestorben“. Hierbei ist einzuschränken, dass zwei Flächen der Variante 1 nur bedingt zu den lebenden Beständen gerechnet werden können (Borkenkäferbefall während der Bearbeitungszeit). Dies berücksichtigend finden sich 14 Arten, die als Zeiger für „lebende Bestände“ gelten können: *Amanita excelsa*, *Clavulina cinerea*, *Cortinarius anthracinus*, *Cort. brunneus*, *Cort. delibutus*, *Cort. diasemospermus*, *Cort. flexipes*, *Hygrophorus olivaceoalbus*, *Lactarius lignyotus*, *Russula densifolia*, *Russula grisea*, *Thelephora terrestris*, *Xerula radicata*. Bis auf *Clavulina cinerea* handelt es sich hierbei um Mykorrhizapilze. In der Gattung *Clavulina* wurde trotz intensiver Suche bislang noch keine Mykorrhiza nachgewiesen (IOSIFIDOU, mdl. Mitt.), weshalb sie hier als saprotroph geführt wird.

6.1.3 Naturschutzfachlich bedeutsame Arten

Die Auswahl der naturschutzfachlich relevanten Arten richtet sich nach den Roten Listen für Deutschland (DGFM & NABU 1992) und Bayern (SCHMID 1990). Hier werden folgende Kategorien verwendet:

RL-0: Erloschen bzw. verschollen (Arten, die nach 1950 nicht mehr nachgewiesen werden konnten).

RL-1: Vom Aussterben bedroht (fast erloschene bis sehr seltene Arten mit hoher Rückläufigkeitstendenz).

RL-2: Stark gefährdet (seltene Arten mit deutlicher Rückläufigkeitstendenz oder Arten, die in Teilgebieten bereits erloschen oder akut vom Aussterben bedroht sind).

RL-3: Derzeit noch nicht seltene Arten mit Rückgangstendenz.

RL-4: Potentiell gefährdet, bzw. Rarität (sehr seltene bis extrem seltene Arten ohne erkennbare Rückgangstendenz, gefährdet bei unvorhersehbaren Eingriffen).

In der Roten Liste Deutschlands (DGFM & NABU 1992) wird die Kategorie 4 im Gegensatz zur Roten Liste Bayerns (SCHMID 1990) als „R“ (Rarität) bezeichnet, jedoch identisch definiert.

Bei Betrachtung der Deutschen Roten Liste (DGFM & NABU 1992) fällt die Variante „Einzelstammnutzung“ durch besonders viele dort gelistete Pilzarten auf, mit deutlichem Abstand gefolgt von der Variante „Ungenutzt“ (Abb. 14, 16).

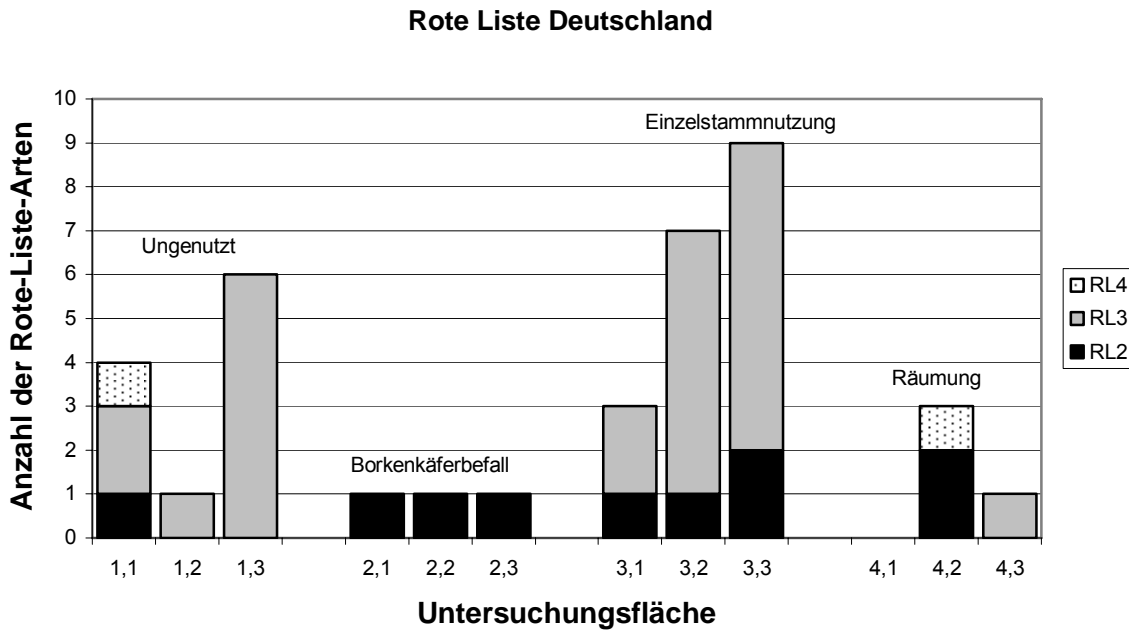


Abb. 14: Absolute Häufigkeit der Rote-Liste-Arten (Deutschland) auf den Untersuchungsflächen.

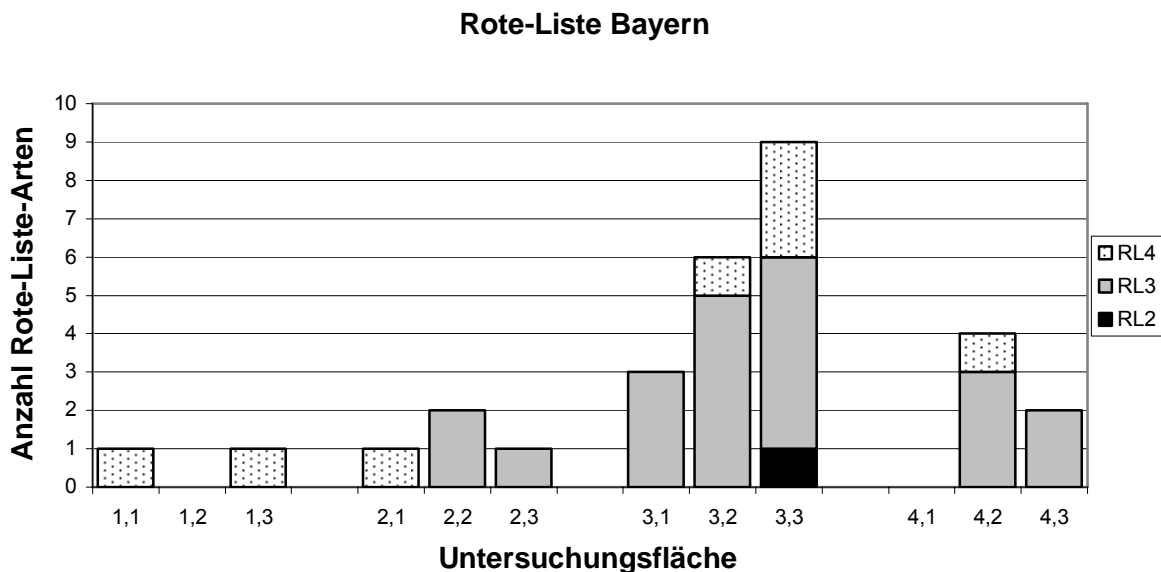


Abb. 15: Absolute Häufigkeit der Rote-Liste-Arten (Bayern) auf den Untersuchungsflächen.

Nach der Bayerischen Roten Liste (SCHMID 1990) hebt sich nur Variante 3 („Einzelstammnutzung“) vom Rest ab (Abb. 15, 17). Die Rote-Liste-Arten der Räumungsflächen (Var. 4) sind großteils Relikte des ursprünglichen Waldbestandes (typische Waldarten) und somit nicht für diese Variante typisch. Nur mit *Marasmius limosus* konnte sich eine Offenlandart (an Streu, insbesondere Grasresten) der Bayerischen Roten Liste ansiedeln.

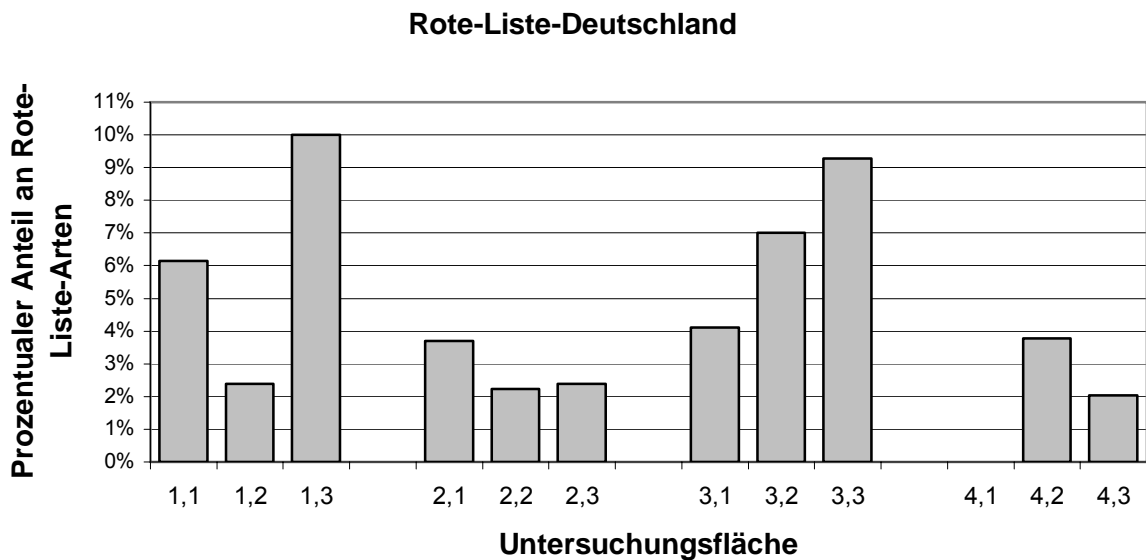


Abb. 16: Prozentualer Anteil an Rote-Liste-Arten (Deutschland) bezüglich der nachgewiesenen Arten

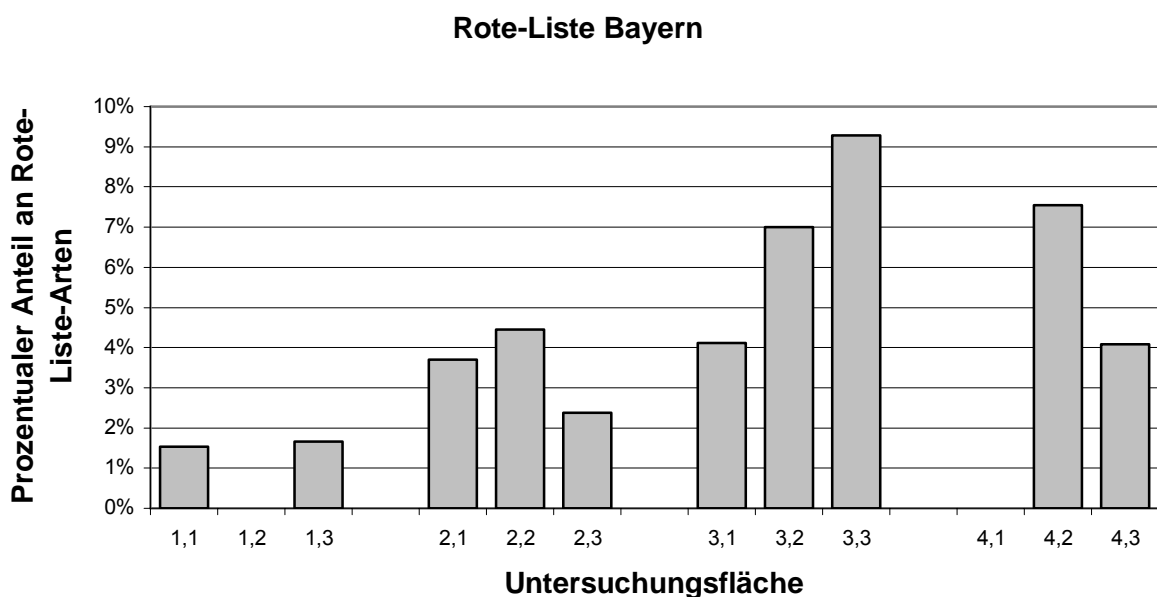


Abb. 17: Prozentualer Anteil an Rote-Liste-Arten (Bayern) bezüglich der nachgewiesenen Arten

In den forstlich genutzten Flächen kommen in absoluten Zahlen (Abb. 14, 15) im Durchschnitt die meisten Rote-Liste-Arten vor. Uneinheitlich verhält sich die Variante 1 („Ungenutzt“). Nach der Deutschen Roten Liste beherbergen die ungenutzten Flächen die zweitmeisten Rote-Liste-Arten. Besonders auffällig ist die herausragende Position von Fläche 1.3, der einzigen ungenutzten Fläche, die nicht vom Borkenkäfer befallen wurde. Bei Betrachtung der Bayerischen Roten Liste stehen die ungenutzten Flächen jedoch an letzter Stelle. Dies spiegelt sich auch in den prozentualen Zahlen wider (Abb. 16, 17).

Festzuhalten ist, dass die forstlich extensiv genutzten Flächen (Variante 3) sowohl absolut wie auch prozentual die meisten Roten-Liste-Arten beherbergen, sowohl wenn man die Deutsche als auch die Bayerische Rote Liste berücksichtigt. Nach der Deutschen Roten Liste hingegen beherbergt die einzige, vom Borkenkäfer nicht befallene ungenutzte Fläche 1.3 prozentual die meisten gefährdeten Arten. Dem stehen die nachhaltig und extensiv genutzten Flächen der Variante 3 aber nicht bzw. kaum nach.

Tab. 36 listet zusammenfassend alle Rote-Liste-Arten auf, die auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen wurden.

Tab. 36: Auf den Untersuchungsflächen nachgewiesene Arten der Roten Listen für Deutschland (RL-D) und Bayern (RL-BY).

Art	RL-D	RL-BY	Flächen
Amanita gemmata		3	3.1, 3.2, 3.3, 4.3
Cantharellus friesii	2	3	2.3, 3.3, 4.2
Clavaria argillacea	3	3	4.3
Cortinarius (Cor.) violaceus	3		1.3, 3.2
Cortinarius (Lep.) bolaris	3		1.3, 3.1
Cortinarius (Phl.) balteatoalbus	3		3.3
Cortinarius (Phl.) scaurus	3	3	3.2
Cortinarius (Tel.) anthracinus	3	4	1.3, 3.2, 3.3
Cortinarius (Tel.) privignus ss. Moser		4	3.3
Craterellus cornucopioides	3		3.3
Entoloma nausiosme	2	3	2.2
Entoloma nitidum	3		3.2

Gyroporus cyanescens	3		1.1
Hydropus marginellus	2	4	1.1, 2.1, 3.2, 4.2
Hygrophorus piceae		4	3.3
Inocybe hystrix	2	2	3.3
Lactarius lacunarum	3	3	3.2
Marasmius limosus		3	4.2
Mycena renati	3		1.3
Phaeocollybia arduennensis	3	3	3.2, 3.3
Phaeocollybia festiva	3	3	3.3
Psathyrella artemisiae		3	2.2, 3.1, 4.2
Psathyrella impexa	R		1.1
Pseudocraterellus sinuosus	3	3	3.3
Russula persicina	3		1.1, 1.2, 1.3, 3.1, 3.2, 3.3
Russula romellii	3		1.3
Scutellinia minutella	R		4.2

6.1.4 Bemerkenswerte Nachweise

Als der wohl bemerkenswerteste Nachweis ist *Hydnangium neuhoffii* Soehner anzusehen. Ursprünglich wurde diese hypogäisch wachsende Art aus Polen beschrieben (SOEHNER 1942). Außerhalb Polens sind bislang erst zwei Funde aus Baden-Württemberg bekannt (KRIEGLSTEINER 2000b), die aber beide nicht belegt sind. Somit stellt der Fund den ersten belegten Nachweis außerhalb Polens dar. Über die tatsächliche Verbreitung der Art kann keine genaue Aussage getroffen werden, da ein gezieltes Suchen auf Grund der unterirdischen Lebensweise nahezu ausgeschlossen ist. Der Fund auf Fläche 4.3 (Buchenau, Räumungsfläche) war dementsprechend zufällig. Ein Tier hatte den Fruchtkörper ausgegraben und angefressen auf der Kahlfläche liegen lassen. Ob der Fruchtkörper in der Nähe, also auf der Fläche ausgegraben wurde, oder in die Fläche transportiert wurde, ist unklar.

Gyroporus cyanescens (Bull.: Fr.) QuéL., eine insgesamt zwar seltene, aber auf sauren Böden doch weit verbreitete Art mit Rückgangstendenz (RL 3 für Deutschland), konnte in einer bislang unbeschriebenen Farbvariante aufgefunden werden. Dem deutschen Namen („Kornblumenröhrling“) gemäß verfärbt sich der Fruchtkörper auf Druck und das Fleisch im Schnitt augenblicklich tief

kornblumenblau. Die Kollektionen aus dem Bayerischen Wald verfärben sich jeweils nur sehr schwach schmutzig bläulich. Anstelle der typischen Form wurde im Verlauf des Projektes nur diese aberrante Variante aufgefunden (Fläche 1.1 – Scharriegel, „Ungenutzt“, sowie nahe der Fläche 3.1 - Annathal, „Einzelstammnutzung“).

Als Farbvarianten sind bisher folgende Varietäten bekannt:

G. c. var. lacteus (Quél.) Quél.: mit weißem Hut und nicht verfärbendem Fleisch.

G. c. var. sulphureus Kalamees: mit schwefelgelben Farben und blaugrün verfärbendem Fleisch (beschrieben aus der Ukraine).

G. c. var. violaceotinctus Watling: mit tief violetter Fleischverfärbung (beschrieben aus Nordamerika).

Die Funde aus dem Bayerischen Wald entsprechen einer Zwischenform zwischen *G. c. var. lacteus* und der typischen Varietät.

Eine weitere auffällige Farbvarietät konnte von dem ohnehin seltenen Kammrandigen Wulstling, *Amanita eliae* Quél., auf Fläche 3.3 (Scheuereck – Einzelstammnutzung), gefunden werden. Der Fruchtkörper war nahezu weiß gefärbt, nicht ockerlich-isabellfarben, wie es für *A. eliae* typisch ist, und die Sporen waren etwas länger als gewöhnlich. Ob es sich um eine reine Farbform handelt (z.B. Pigmentverlust durch Mutation) oder gar um ein eigenständiges Taxon, muss anhand weiterer Kollektionen geklärt werden.

Ebenfalls auf Fläche 3.3 (Scheuereck – Einzelstammnutzung) trat ein sehr auffälliger Schleierling aus dem *Cortinarius varicolor*-Formenkreis auf. Die blassen Farben und die Mikromerkmale ließen *Cortinarius balteatoalbus* R. Hry. als einziges schlüssiges Bestimmungsergebnis zu (nach BRANDRUD et al. 1990-98). Die Kollektion besaß aber einen sehr auffälligen und ausgeprägten Geruch nach Bananen bzw. nach Bananenmilch. Dieses ungewöhnliche Merkmal konnte in der Literatur nicht gefunden werden. Zunächst behielt die Kollektion den provisorischen Namen *Cortinarius balteatoalbus* cf. *var. agathosmos* R. Hry., da für diese Varietät zumindest ein fruchtiger Geruch beschrieben wurde (vgl. MOSER 1983).

Das Vorkommen von *Xerocomus ripariellus* Redeuilh, einer erst kürzlich beschriebenen Art (REDEUILH 1997), ist ebenfalls erwähnenswert. Die Art steht dem häufigen *Xerocomus pruinatus* sehr nah, unterscheidet sich aber u. a. durch die Anatomie der Hutdeckschicht. Vermutlich ist die Art weit verbreitet und wurde bisher nur nicht von *X. pruinatus* getrennt.

6.1.5 Analyse der Pilzartengemeinschaften

Ähnlichkeitsvergleich mit Hilfe des Sørensen-Index

Mittels des Sørensen-Index lässt sich die Ähnlichkeit zwischen einzelnen Flächen anhand des Arteninventars berechnen (Tab. 37). Es wird dazu das Verhältnis von gemeinsamen Arten zur Gesamtzahl der auf den beiden zu vergleichenden Flächen vorkommenden Arten gebildet.

Tab. 37: Ähnlichkeiten der Probeflächen untereinander bezüglich des Arteninventars (Sørensen-Index)

	1.1.	1.2.	1.3.	2.1.	2.2.	2.3.	3.1.	3.2.	3.3.	4.1.	4.2.	4.3.
1.1.												
1.2.	0,51											
1.3.	0,48	0,53										
2.1.	0,58	0,51	0,59									
2.2.	0,57	0,63	0,56	0,55								
2.3.	0,42	0,40	0,49	0,45	0,49							
3.1.	0,45	0,48	0,37	0,56	0,54	0,46						
3.2.	0,51	0,52	0,45	0,65	0,61	0,56	0,41					
3.3.	0,53	0,58	0,42	0,69	0,69	0,54	0,37	0,44				
4.1.	0,47	0,53	0,59	0,57	0,61	0,38	0,59	0,61	0,63			
4.2.	0,54	0,52	0,50	0,58	0,55	0,45	0,51	0,61	0,53	0,56		
4.3.	0,48	0,51	0,52	0,57	0,59	0,38	0,45	0,56	0,53	0,42	0,50	

Clusteranalyse

Die Clusteranalyse gruppiert die Probeflächen anhand ihrer Ähnlichkeit im Arteninventar in einem Baumdiagramm. Als Maß der Ähnlichkeit bzw. der Distanz der Flächen (bezüglich ihres Arteninventars), wird der Sørensen-Index (s.o.) verwendet. Um in der Clusteranalyse optimierte Ergebnisse zu erzielen (vgl. FAITH et al. 1987, MCCUNE & MAFFORD 1999), werden die Datensätze zuvor standardisiert. Dadurch entspricht die Relative Sørensen-Distanz der Manhattan-Distanz (vgl. FAITH et al. 1987).

Um das „Rauschen“ des Datensatzes zu minimieren, werden solche Arten vor der Analyse eliminiert, die in nur je einer Probefläche vorkommen. Ihr Auftreten enthält keine sichere Information bezüglich Ähnlichkeit/Unähnlichkeit von Flächen. Sie können sowohl aus kleinstrukturellen Gründen oder auch nur rein zufällig in nur einer Fläche vorkommen.

Mit diesem bereinigten Datensatz ergibt sich in der Clusteranalyse folgendes Bild (Abb. 18): Die drei forstlich genutzten Flächen gruppieren sich eng zusammen, Fläche 1.3, die als einzige ungenutzte Fläche nicht während der Bearbeitungszeit von Borkenkäfern befallen wurde, steht dieser Gruppierung am nächsten. Fläche 1.1 steht deutlich weiter entfernt, bildet aber mit den anderen vier Flächen mit intaktem Baumbestand eine gemeinsame Gruppe, obwohl sie wie Fläche 1.2 während der Untersuchungszeit vom Buchdrucker befallen wurde. Dem stehen alle übrigen Flächen mit abgestorbenem und/oder geräumtem Baumbestand gegenüber (Flächen 1.2, 2.1, 2.2, 2.3, 4.1, 4.2, 4.3). Fläche 1.2, die während der Untersuchungszeit ihre Altfichten durch den Buchdrucker verloren hatte, ähnelt im Arteninventar bereits sehr den Flächen 2.3, 4.3 und 4.1.

Anhand der Clusteranalyse lassen sich die vier Varianten nicht trennen, sondern nur zwei Gruppen unterscheiden. Der Faktor Baumschicht lebend vs. Baumschicht tot überlagert deutlich die übrigen Einflussfaktoren.

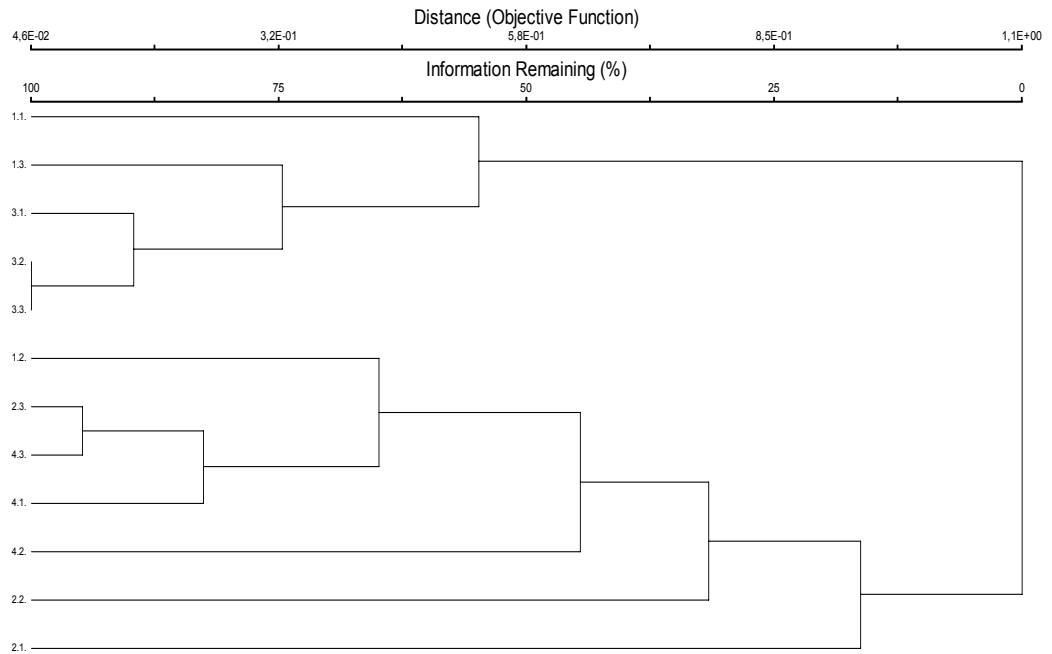


Abb. 18: Clusteranalyse (relative Sørensen-Distanz, Group Linkage Method: Group Average); Arten, die nur auf einer Probefläche nachgewiesen wurden, sind ausgeschlossen.

Die Grundaussage der Clusteranalyse zeigt sich als sehr stabil gegenüber anderer Group Linkage-Methoden. Abb. 19 zeigt das errechnete Dendrogramm für „nearest neighbour“ und Abb. 20 für „farthest neighbour“. Im ersteren Fall wurzeln nur die Flächen 2.1 und 2.2 tiefer, bilden also keine Schwestergruppe zu den intakten Beständen. Im zweiten Fall, bei der mit den am entferntesten (bezüglich des Arteninventars, also unähnlichsten) Flächen begonnen wird, das Dendrogramm zu erstellen, weichen die Ergebnisse etwas ab. Die Grundaussage ist auch hier dieselbe. Nur bilden die Flächen 1.1 und 1.3 einen kleinen, eigenständigen Cluster gegenüber der Variante 3 und die Flächen der Varianten 2 und 4 gruppieren sich untereinander etwas anders.

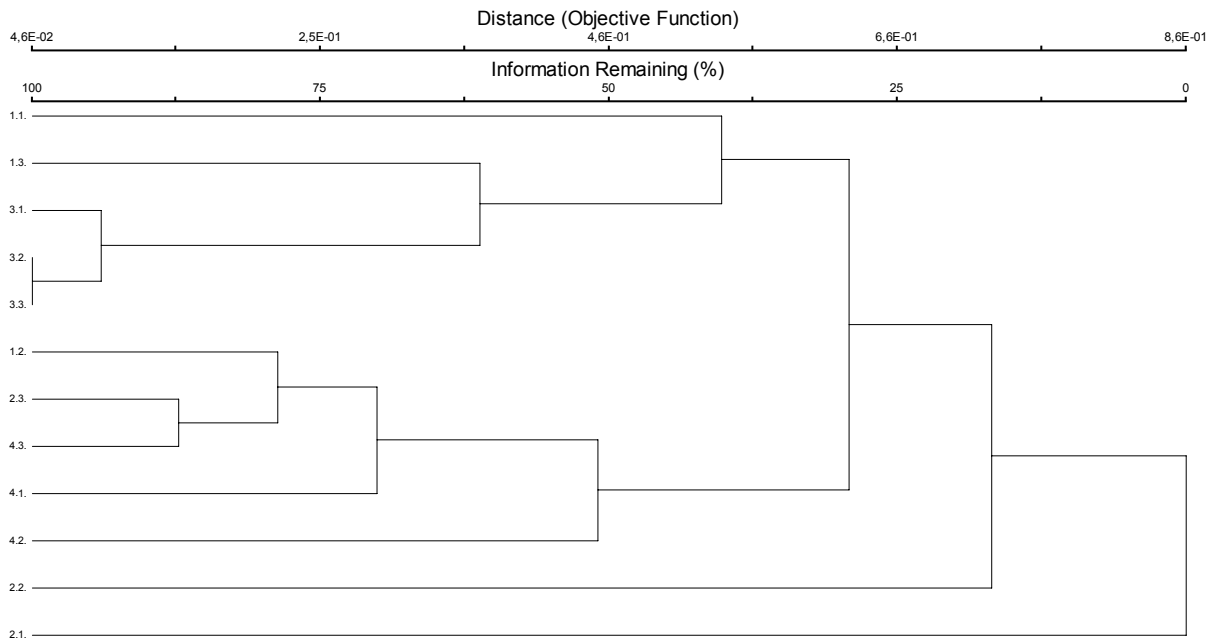


Abb. 19: Clusteranalyse (relative Sørensen-Distanz, Group Linkage Method: Nearest Neighbour); Arten, die nur auf einer Probefläche nachgewiesen wurden, sind ausgeschlossen.

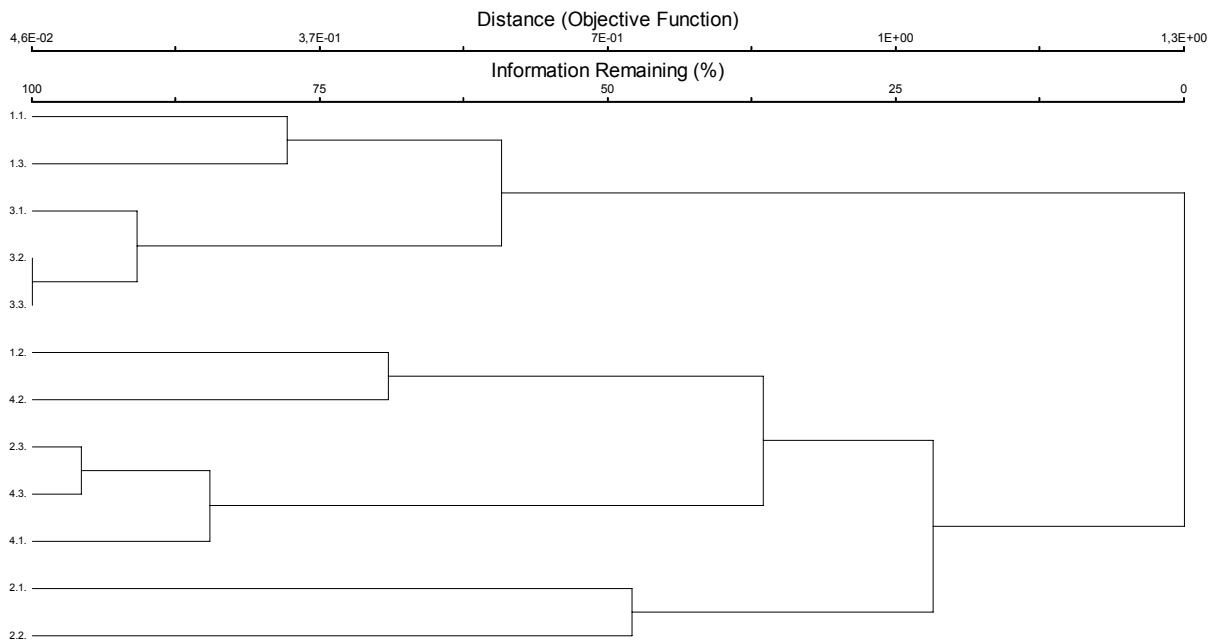


Abb. 20: Clusteranalyse (relative Sørensen-Distanz, Group Linkage Method: Farthest Neighbour); Arten, die nur auf einer Probefläche nachgewiesen wurden, sind ausgeschlossen.

Korrespondenzanalyse (DCA) anhand des Arteninventars (Präsenz-Absenz)

Die Korrespondenzanalyse ermöglicht einen direkten Abgleich der Ähnlichkeiten des Arteninventars der Probeflächen mit den aufgenommenen Strukturparametern der Flächen. Es werden die Korrelationen der einzelnen Umweltparameter mit den Arteninventaren errechnet.

Der Ähnlichkeitsraum ist in zwei Dimensionen dargestellt. Die Umweltparameter sind als Vektoren eingetragen, deren Länge entspricht der Korrelation der jeweiligen Umweltparameter mit der Anordnung der Flächen im Ähnlichkeitsraum (siehe z. B. Abb. 21). Nur Parameter mit einer Korrelation von $\geq 0,4$ wurden eingetragen.

1.) Analyse auf Basis der Präsenz/Absenz der Arten

Abb. 21 zeigt eine deutliche Auftrennung in Bestände mit lebendem und solche mit totem Altlichtenbestand. Innerhalb Variante 1 (Ungenutzt) starb der Fichtenaltbestand zweier Flächen (1.1 und 1.2) zu Beginn des Untersuchungszeitraums durch Borkenkäferbefall ab. Die einzige nicht durch Borkenkäferbefall beeinflusste Fläche (1.3) bildet auf der Primärachse zusammen mit den drei forstlich genutzten Flächen der Variante 3 (Einzelstammnutzung) eine Einheit. Alle anderen Flächen, also die Borkenkäferbefallsflächen (Var. 2), die Räumungsflächen (Var. 4) und die beiden durch Borkenkäferbefall beeinflussten ungenutzten Flächen (1.1 und 1.2) zeigen deutliche Unterschiede im Arteninventar, was zu einer Auftrennung im Ordinationsdiagramm bezüglich der Primärachse führt (Abb. 21). Eine Auftrennung der beiden Varianten „Räumung“ (Var. 4) und „Borkenkäferbefall“ (Var. 2) ist auf der Primärachse nicht gegeben. Bis auf die Überschneidung von Fläche 2.3 mit Fläche 4.1 ist eine Trennung auf der Sekundärachse aber möglich.

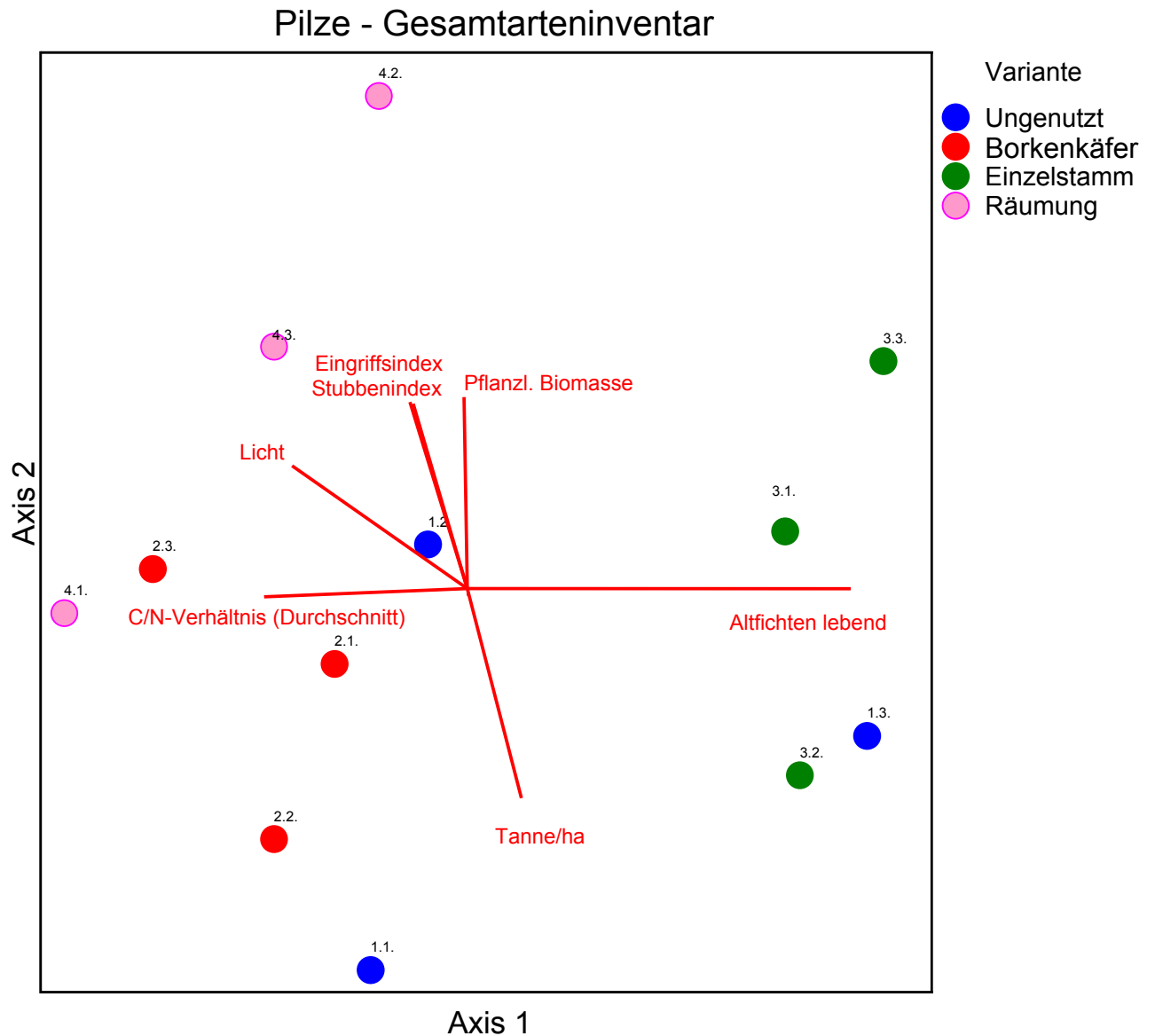


Abb. 21: DCA des Arteninventars Pilze (Präsenz/Absenz), Darstellung des Ähnlichkeitsraums in zwei Dimensionen. Die Parameter mit einem Korrelationsfaktor $\geq 0,4$ sind als Vektoren dargestellt.

Die entsprechende Darstellung für die Ektomykorrhizapilze (Abb. 22) zeigt ebenfalls eine Auftrennung in Bestände mit lebenden Altfichten bzw. in Bestände, deren Altfichten durch den Borkenkäfer getötet wurden oder vom Menschen geräumt wurden.

Eine Auftrennung in geräumte Flächen (Var. 4) und Borkenkäferbefallsflächen (Var. 2) ist nicht möglich.

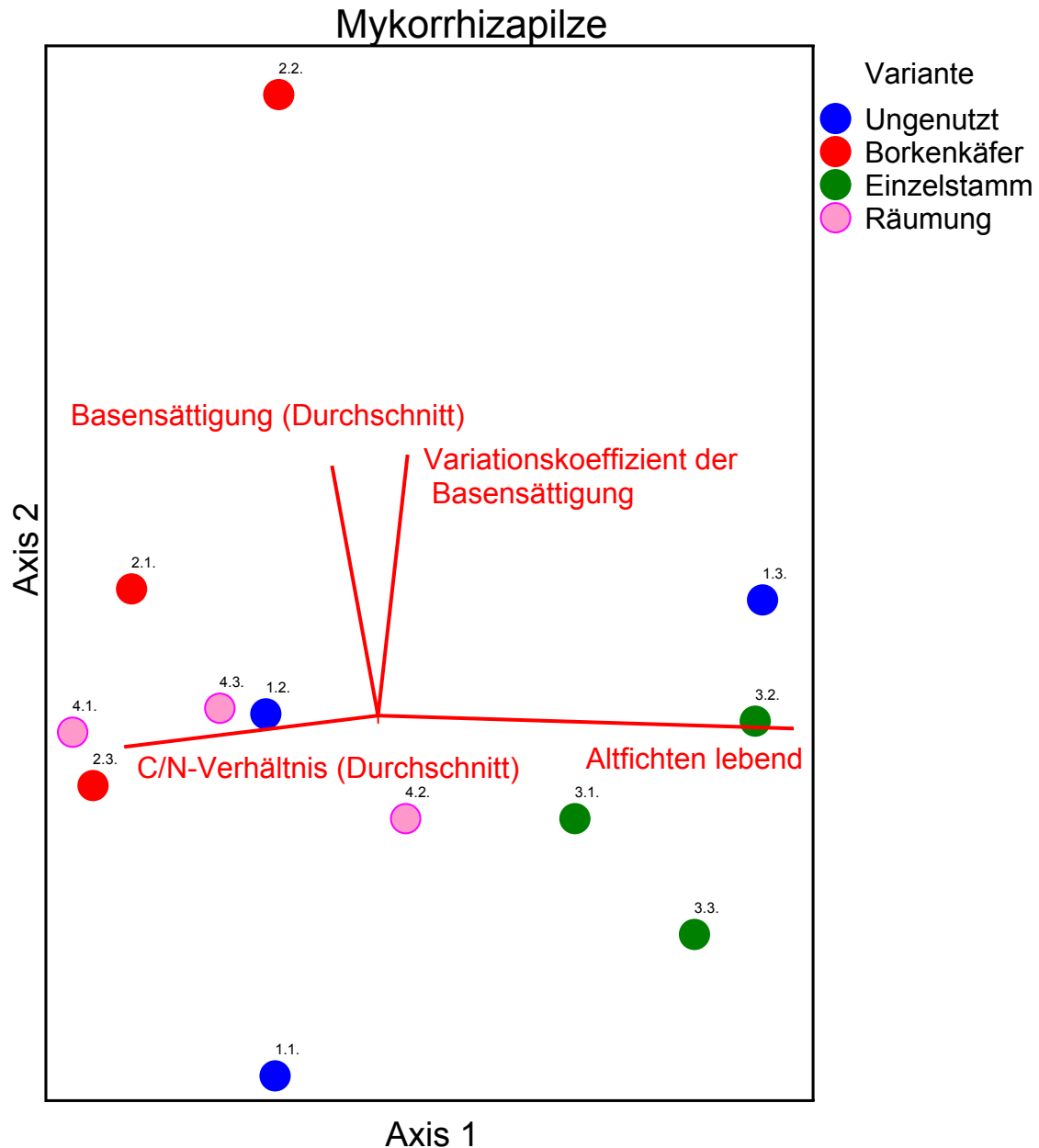


Abb. 22: DCA des Arteninventars der Ektomykorrhizapilz (Präsenz-Absenz), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

Die deutliche Trennung der Variante 1 („Ungenutzt“) in Fläche 1.3 (die auf der Primärachse wieder mit Var. 3, Einzelstammnutzung clustert) und die beiden vom Borkenkäfer betroffenen Flächen 1.1 und 1.2 ist auch hier sichtbar.

Die entsprechende Darstellung für die bodensaprotrophen Großpilze (Abb. 23) ermöglicht keine Auftrennung in Bestände mit lebender bzw. in Bestände mit abgestorbener oder geräumter Altfichten-Baumschicht.

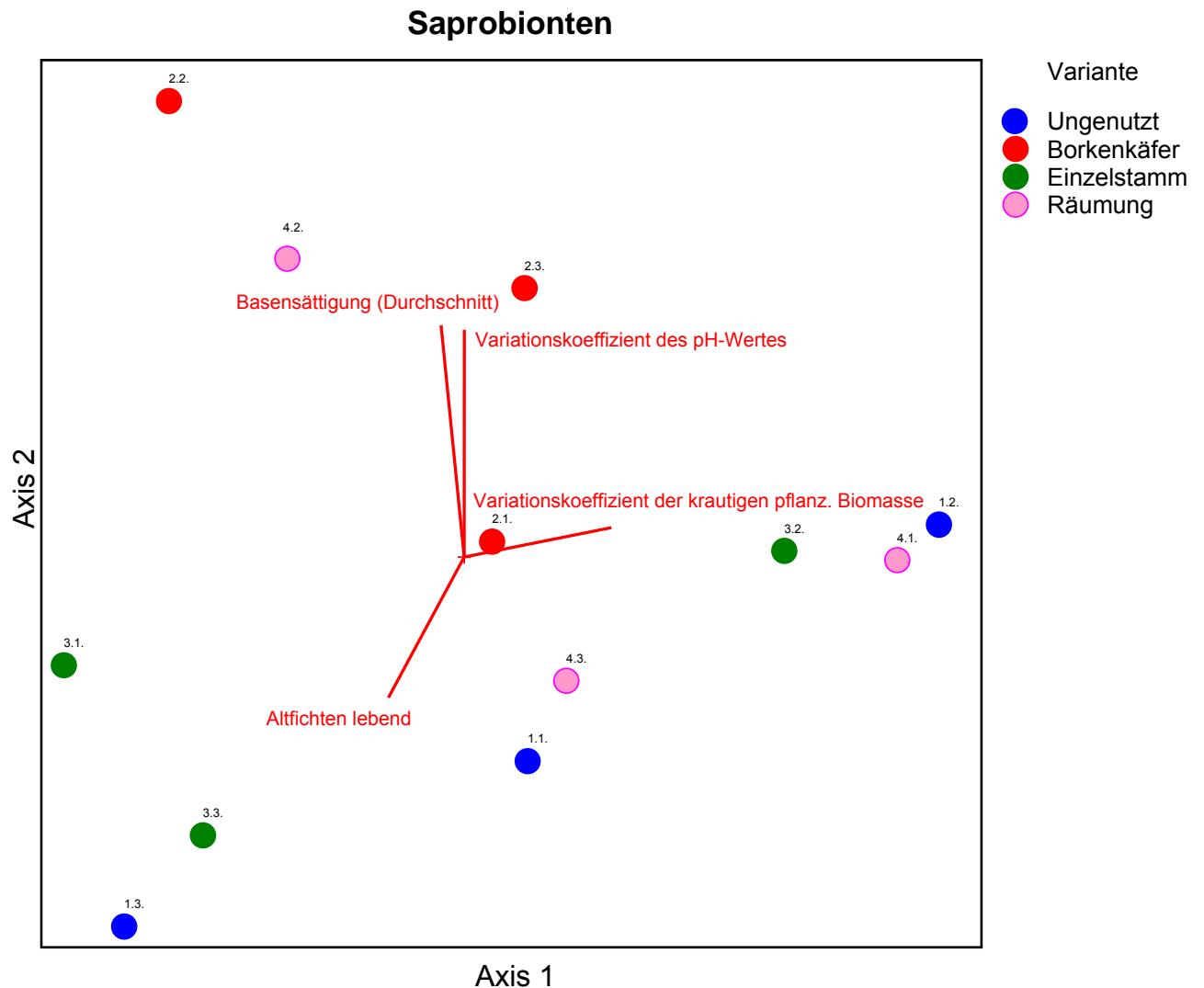


Abb. 23: DCA des Saprobiontenarteninventars, Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Da nur zwei Parameter (Basensättigung und pH-Variation) einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, wurden hier auch Parameter mit einem Korrelationskoeffizienten $\geq 0,3$ als Vektoren dargestellt.

Drei der vier Flächen mit intakter Baumschicht (Fl. 1.3, 3.1 und 3.3) gruppieren auch bezüglich des Arteninventars der Saprobionten zusammen. Einzig Fläche 3.2 (Variante Einzelstammnutzung) unterscheidet sich deutlich von den übrigen Flächen mit intakter Baumschicht und zeigt Ähnlichkeiten mit Flächen ohne Altfichten-Baumschicht. Eine Auftrennung der beiden Varianten Räumung (Var. 4) und Borkenkäferbefall (Var. 2) ist anhand der saproben Arten nicht möglich (Abb. 23).

2.) Analyse aufgrund der Frequenz

Die Berücksichtigung der Frequenzen des Auftretens der Arten ergibt ähnliche Ergebnisse (Abb. 24) wie die reine Präsenz/Absenz-Analyse (Abb. 21 bis 23). Hierfür wird der Prozentsatz der Begänge, bei der die einzelnen Arten in den jeweiligen Flächen aufgefunden wurden, für die DCA als Gewichtung verwendet.

Das Ergebnis für die Gesamtartenmatrix der bodenbewohnenden Großpilze ist in Abb. 24 dargestellt.

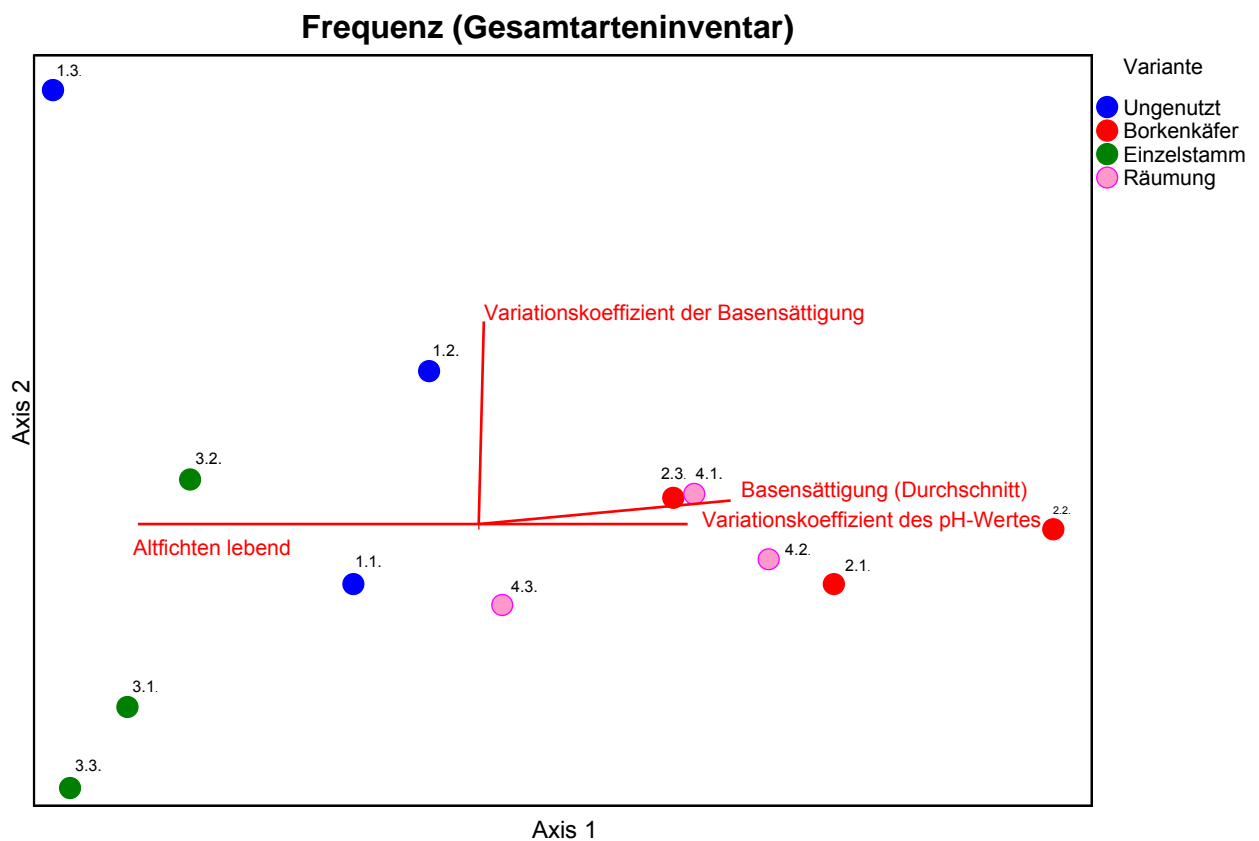


Abb. 24: DCA des gesamten Arteninventars der Pilze (Frequenzen), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

Wie bei der DCA über Präsenz-Absenz ordnen sich die Flächen entlang der Primärachse dem Umweltparameter „Altlichten lebend“ entsprechend im Ordinationsdiagramm (Abb. 24) an. Die Flächen mit lebender Altlichten-Baumschicht stehen denen ohne diese bezüglich der Primärachse entgegen. Die beiden Flächen 1.1 und 1.2, deren Altlichten-Baumschicht abstarb, vermitteln im Ordinationsdiagramm zwischen beiden Gruppen. Es zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen der einzigen ungestört gebliebenen ungenutzten Fläche (1.3)

und den drei genutzten Flächen der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) bezüglich der sekundären Achse. Hierfür ist die Variation der Basensättigung innerhalb dieser Flächen verantwortlich (Abb. 24).

Die Borkenkäferflächen (Var. 2) sind durchschnittlich (bzw. bis auf eine Überschneidung) bezüglich der primären Achse weiter von den Flächen mit intakter Baumschicht abgesetzt als die Räumungsflächen (Var. 4).

Die Ektomykorrhizapilzarten ergeben ein klareres Bild, auch in Bezug auf die Varianten mit gestörter Baumschicht (Abb. 25).

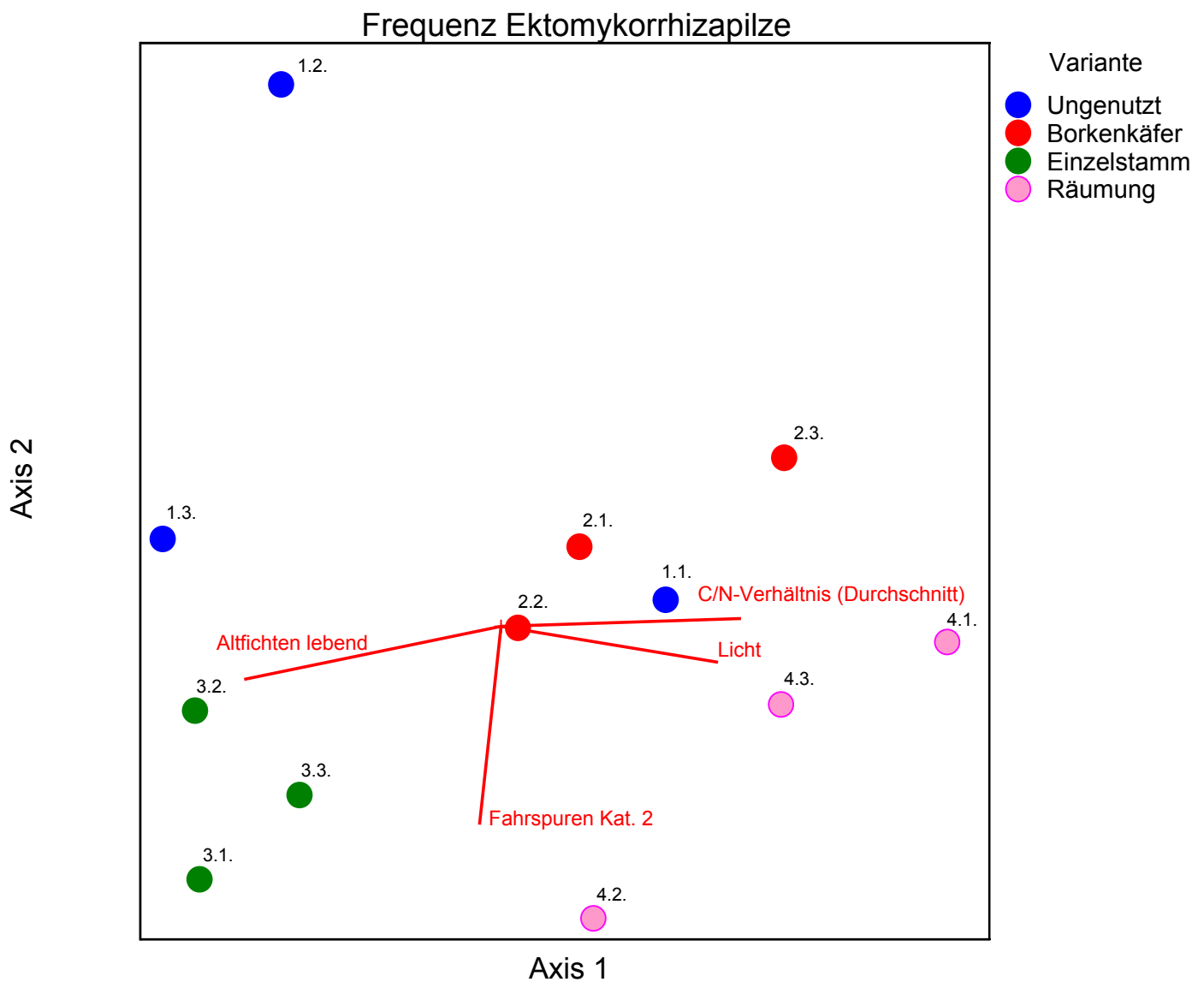


Abb. 25: DCA des Arteninventars der Ektomykorrhizapilze (Frequenzen), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

Die drei forstlich genutzten Flächen (Var. 3) und Fläche 1.3 (Ungenutzt) gruppieren eng zusammen. Die beiden Varianten „Räumung“ (Var. 4) und „Borkenkäferbefall“ (Var. 2) gruppieren hinsichtlich der Sekundärachse voneinander getrennt. Das Arteninventar (bezüglich der Frequenzen der Mykorrhizapilze) der Flächen 1.1 und 1.2 hat uneinheitlich auf das Absterben der Altfichten-Baumschicht reagiert. Während Fläche 1.1 innerhalb der Variante 2 („Borkenkäferbefall“) angeordnet ist, steht Fläche 1.2 bezüglich der Sekundärachse isoliert, fällt aber hinsichtlich der Primärachse mit den Flächen mit intakter Baumschicht zusammen.

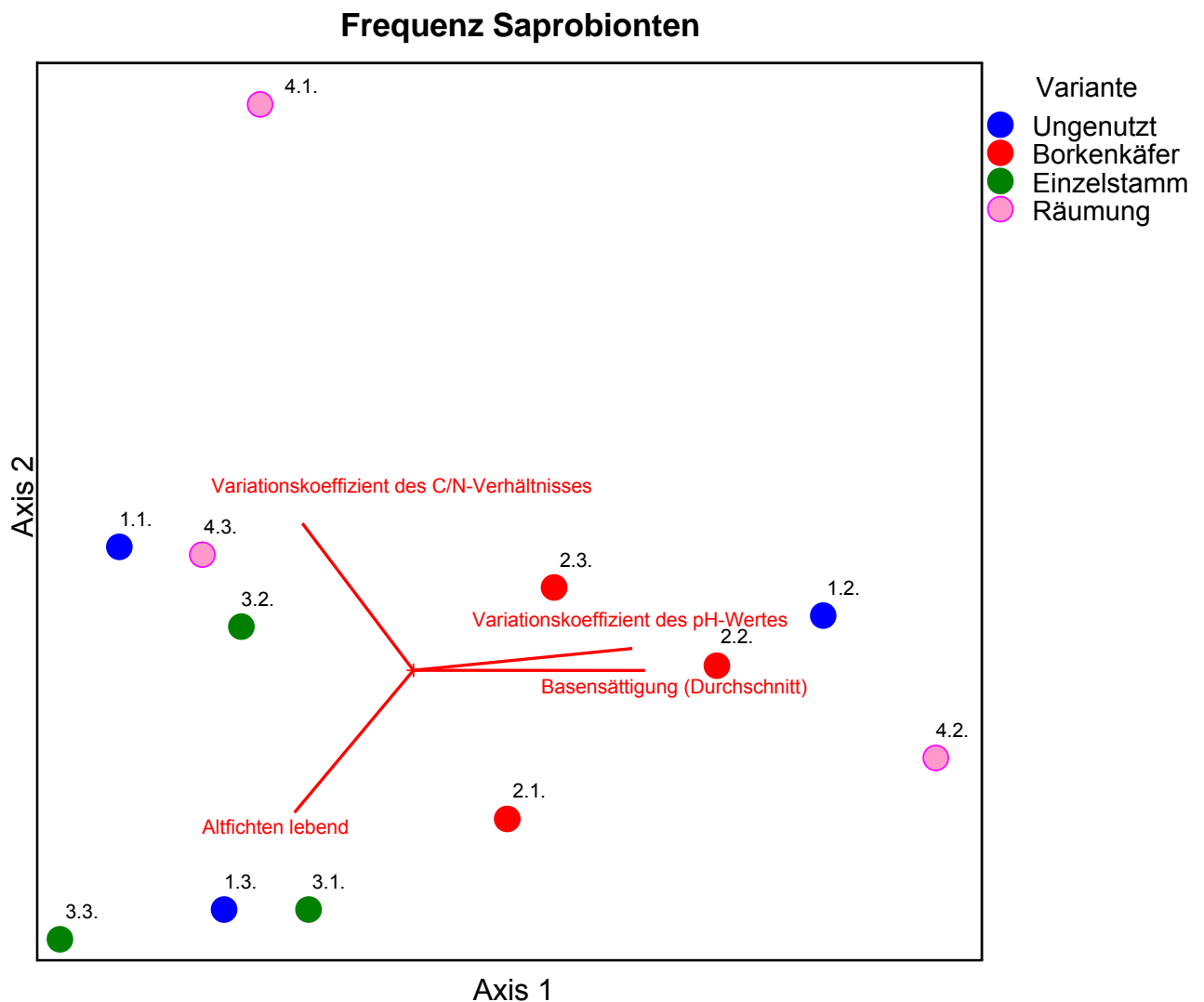


Abb. 26: DCA des Arteninventars der bodensaprotrophen Großpilze (Frequenzen), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

Die DCA der Frequenzen der Saprobionten (Ab. 26) zeigt bezüglich des Faktors „Altfichten lebend“ eine geringere Auftrennung als die der Mykorrhizapilze.

Bezüglich der Primärachse gruppieren drei Flächen mit abgestorbener Baumschicht (1.1, 4.3, 4.1) zusammen mit den Flächen mit intakter Baumschicht (1.3, 3.1, 3.2, 3.3). Bezüglich der Sekundärachse setzen sich die Flächen 1.3, 3.1 und 3.2 jedoch ab. Einzig Fläche 3.2 ähnelt in den Frequenzen der Saprobionten Fläche 4.3 (Variante „Räumung“). Die Räumungsflächen (Var. 4) sind untereinander sehr unähnlich und über das gesamte Diagramm verstreut. Bezüglich der Primärachse sind sich Fläche 4.1 und 4.3 ähnlich, während sich Fläche 4.2 diesbezüglich sehr weit absetzt.

Die Borkenkäferflächen (Var. 2) gruppieren einheitlicher als die Räumungsflächen. Die Flächen 1.1 und 1.2 sind sehr uneinheitlich. Fläche 1.2 hat sich weit von den übrigen ungestörten Flächen entfernt, während Fläche 1.1 sich noch nahe der ursprünglichen Gruppe („Baumschicht intakt“) befindet.

3.) Analyse auf Basis der Gattungen

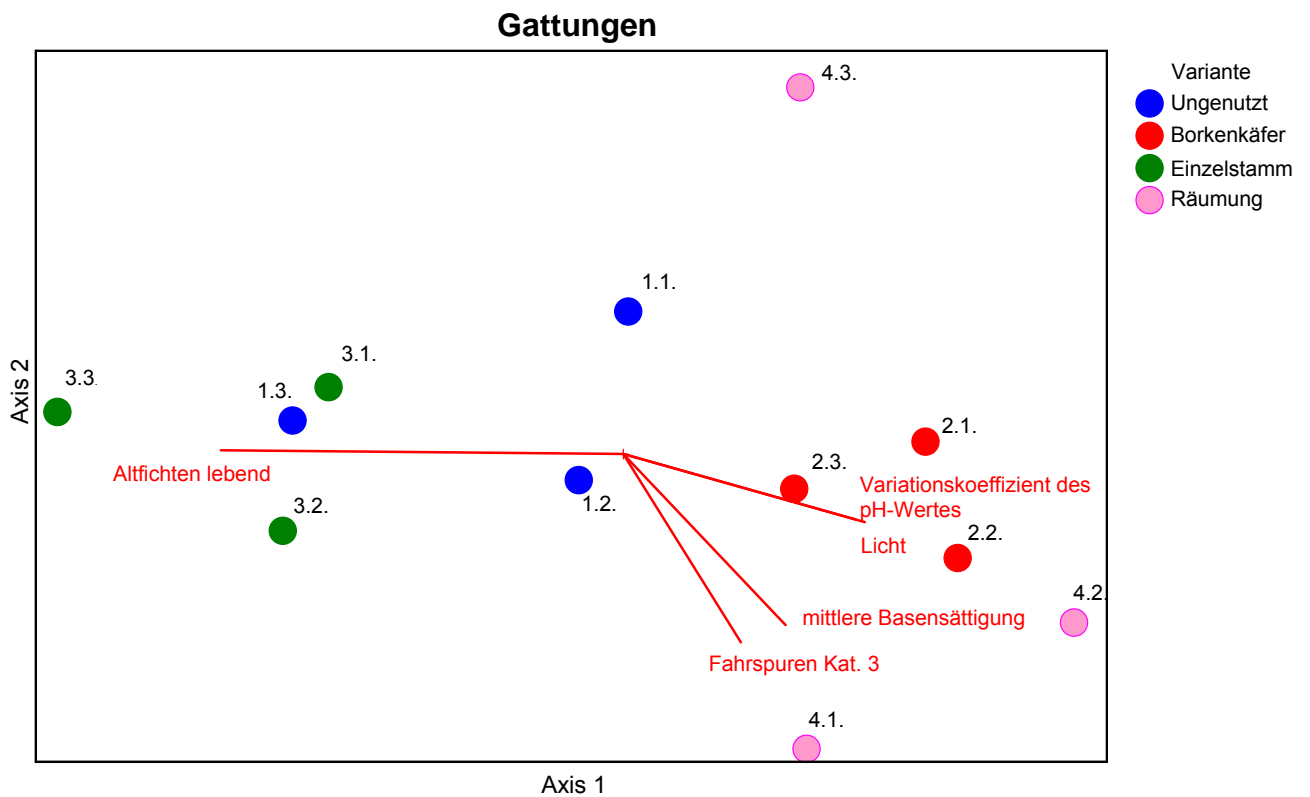


Abb. 27: DCA des Gattungsinventars (Artenreichtum), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

Auch bei Betrachtung von Gattungen anstelle von Einzelarten (Gewichtung über Artenzahl der Arten innerhalb der Gattungen auf den Untersuchungsflächen) ergibt sich ein ähnliches Bild (Abb. 27) wie bei den DCA der Arteninventare. Auch auf diese Weise lassen sich die Bestände mit ungestörter Baumschicht von den borkenkäferbeeinflussten bzw. den geräumten Flächen deutlich unterscheiden (Abb. 27).

Abb. 28 zeigt das Ergebnis der DCA bezüglich der Gattungen der Mykorrhizapilze. Hier lassen sich die Bestände mit ungestörter Baumschicht besonders deutlich von den übrigen unterscheiden. Bezüglich der Primärachse tritt sehr deutliche Lücke zu den übrigen Flächen auf.

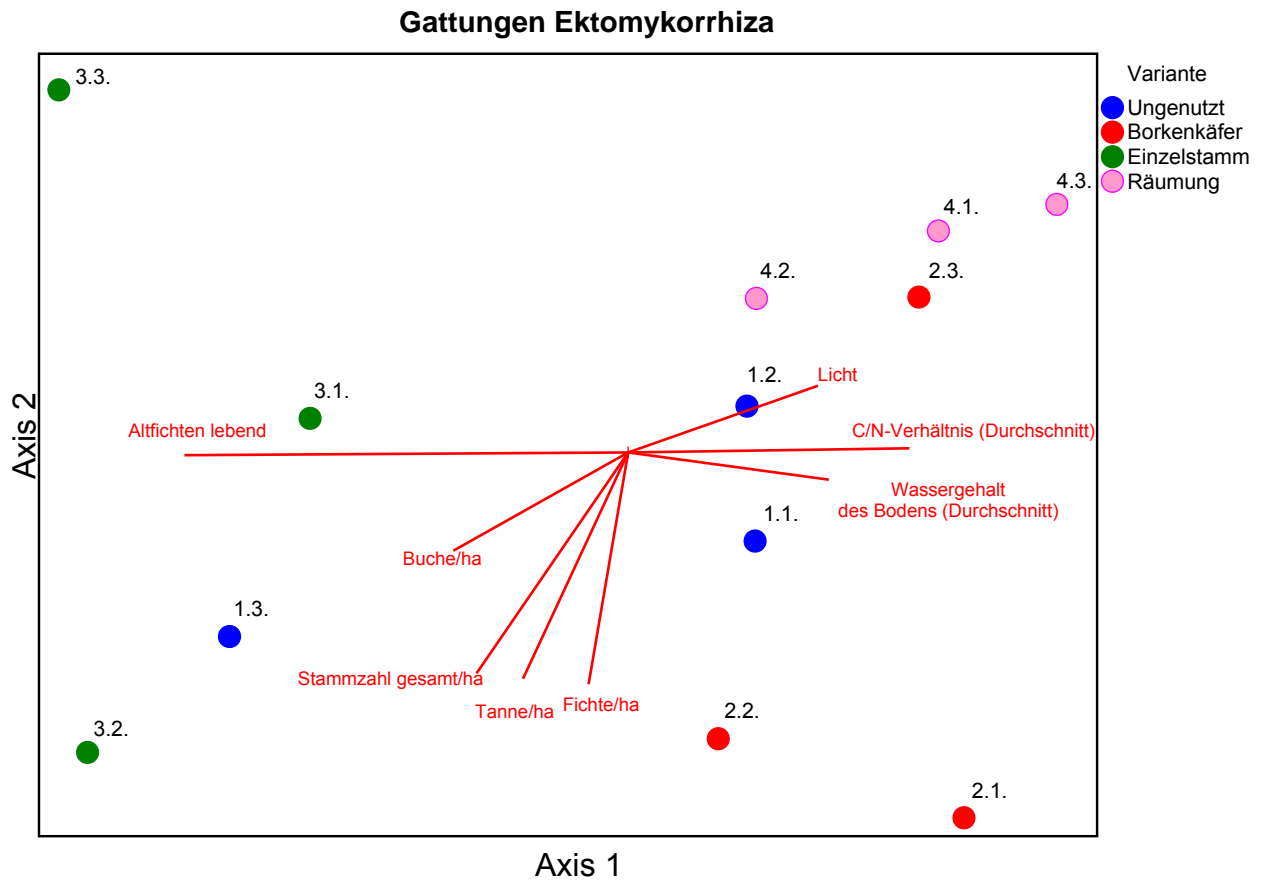


Abb. 28: DCA des Gattungsinventars der Ektomykorrhizapilze (Artenreichtum), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

Die DCA der saprotrophen Gattungen (Abb. 29) gruppieren ebenfalls die Flächen mit intakter Baumschicht zusammen.

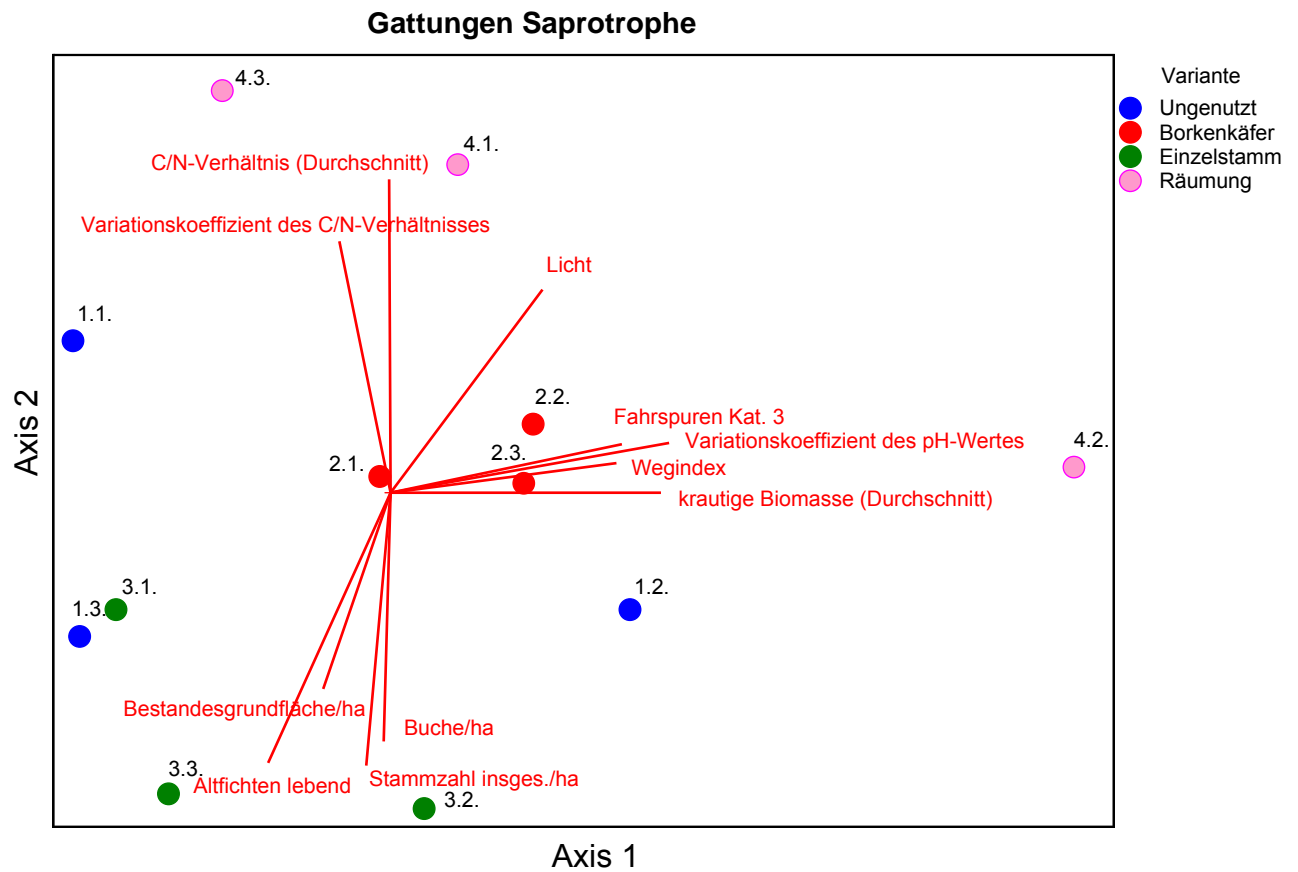


Abb. 29: DCA des Gattungsinventars der bodensaprotrophen Großpilze (Artenreichtum), Darstellung des Ähnlichkeitsraumes in zwei Dimensionen. Parameter, die einen Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ besitzen, sind als Vektoren eingetragen.

6.2 Artendiversität

Insgesamt wurden 209 Großpilzarten auf den 12 Untersuchungsflächen nachgewiesen. Diese verteilen sich wie folgt auf die einzelnen Flächen (Tab. 41).

Tab. 41: Anzahl der nachgewiesenen Arten der einzelnen Probeflächen. Mit * sind die Ergebnisse der zwei Flächen markiert, die statt drei Jahren nur zwei Jahre bearbeitet wurden. Daher fallen diese nachgewiesenen Artenzahlen geringer als die der Vergleichsflächen der jeweiligen Varianten aus.

Variante	Flächen-Nr.	Flächenbezeichnung	Flächengröße [m ²]	Artenzahl
>25 Jahre ungenutzt	1.1.	Scharriegel	2700	65
	1.2.	Guglöd	3850	42
	1.3.	Gfäll	3400	60
Borken- käferbefall	2.1.	Tierfreigelände	2350	27*
	2.2.	Guglöd	3800	45
	2.3.	Lärchenberg	2900	42
Einzel- stamm- Nutzung	3.1.	Annathal	4200	73*
	3.2.	Geißberg	3200	100
	3.3.	Scheuereck	3550	97
Räumung	4.1.	Geiermais	4750	38
	4.2.	Guglöd	3300	53
	4.3.	Buchenau	2150	49

Hinsichtlich der nachgewiesenen Arten sind die extensiv forstlich genutzten Flächen (Var. 3) eindeutig die artenreichsten, gefolgt von den ungenutzten Beständen (Var. 1). Die Räumungsflächen zeigen insgesamt mehr Arten als die Borkenkäferflächen.

Wegen des von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Witterungsverlaufes ist es erforderlich, die Pilzflora über mehrere Jahre hinweg aufzunehmen. Zudem muss für eine gesicherte Voraussage des Konvergenzwertes der Arten-Zeit-Kurve der näherungsweise lineare Anfangsbereich der hyperbolischen Kurve bereits verlassen sein. Der hierzu erforderliche mehrjährige Untersuchungszeitraum birgt jedoch ein Problem: eine mögliche Sukzession. Eine zeitlich gerichtete Änderung der Umweltbedingungen der untersuchten Fläche hat ein sich veränderndes Arteninventar zur Folge. Jede Änderung im Arteninventar bewirkt eine Änderung der Arten-Zeit-Kurve. Kommen durch die Sukzession neue Arten hinzu, während andere verdrängt werden, steigt die Arten-Zeit-Kurve immer weiter an. Ein Konvergenzwert kann erst erreicht werden, wenn sich die Artenausstattung stabilisiert hat. Als

Voraussetzung für eine gute Prognose bedeutet dies, dass einerseits der Untersuchungszeitraum ausreichend lang zu wählen ist, damit Witterungsschwankungen kein bestimmender Einflussfaktor sind („schlechtes Pilzjahr“ vs. „gutes Pilzjahr“), andererseits aber so kurz zu bemessen ist, dass die Sukzessionseffekte nicht oder nur unerheblich zum Tragen kommen.

Die drei Untersuchungsjahre stellen diesbezüglich eine zeitliche Untergrenze dar. Betrachtet man die jahresabhängigen Witterungsschwankungen, z. B. zwischen trockenen bzw. ausreichend feuchten Jahren, so erhält man in drei Jahren nur drei Messwerte für diese jahresabhängigen Schwankungen. Dem entsprechend hält VOGT et al. (1992) eine Untersuchungszeit von drei Jahren für zu kurz, DAHLBERG (1991) schlägt eine Untersuchungszeit von drei bis fünf Jahren vor.

Die Probleme der Witterungsschwankungen von Jahr zu Jahr spielen sowohl beim direkten Vergleich der nachgewiesenen Arten als auch bei dem Versuch, eine Prognose zu errechnen, eine Rolle. Da diese Schwankungen auf Grund der räumlichen Nähe alle Untersuchungsflächen gleichermaßen betreffen, wird ein Vergleich dieser untereinander dennoch ermöglicht.

Ein weiterer Vorteil der Prognose liegt darin, dass nicht alle Flächen gleich lang untersucht werden müssen. So musste eine Borkenkäferfläche auf Grund unerwarteten Schneebruchs kurzfristig ersetzt werden (Fläche 2.1). Daher beträgt die Untersuchungszeit hier nur zwei Jahre. Dies wirkt sich in einer verminderten Anzahl nachgewiesener Arten aus. Die Prognose ergibt dennoch eine im Vergleich zu den anderen Borkenkäferflächen ähnliche Artenzahl für diese Fläche (siehe Tab. 41). Auch eine der genutzten Flächen wurde erst nachträglich im Rahmen dieses Projektes bearbeitet (Fläche 3.1) und kann somit dennoch mit den anderen Flächen verglichen werden.

Um auf der Ebene der Artenvielfalt zu argumentieren ist es erforderlich, die tatsächlichen Artenzahlen zu ermitteln und sich nicht auf die häufig fruktifizierenden Arten zu beschränken. Hierfür muss eine Arten-Zeit-Relation ermittelt und der Versuch unternommen werden, die tatsächliche Artenzahl durch die Prognose abzuschätzen. Dies betrifft nicht nur die Organismengruppe der bodenbewohnenden

Pilze, sondern alle Organismengruppen, deren Individuen nur sporadisch nachzuweisen sind.

Im Folgenden werden für die einzelnen Untersuchungsflächen die tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen gegen die Zahl der Begänge aufgetragen und eine ideale Hyperbel anhand minimaler Fehlerquadrate (siehe Kap. 5.2.2) für die Bestimmung der zu prognostizierenden Artenzahl hindurchgelegt (Abb. 30 bis 41). Hierbei wurden die ersten beiden Begänge der Flächen 4.2 und 4.3 aus dem Datensatz eliminiert. Es wurde keine (4.2) respektive nur eine Art (4.3) aufgefunden, weshalb es nicht möglich gewesen wäre, eine Hyperbel durch den Datensatz zu legen. Aus diesem Grund wurde der Startpunkt der Untersuchungszeit auf das erste Erscheinen von Pilzfruchtkörpern auf diesen Flächen festgelegt. Abb. 30 bis 41 zeigen für jede Untersuchungsfläche (i) die im Zeitverlauf akkumulierte Artenzahl, (ii) die sich daraus ergebende ideale Hyperbel und (iii) die resultierende konvergente Anzahl der zu erwartenden Arten auf der Fläche.

In Tab. 42 sind die Ergebnisse der Analyse zusammengestellt.

Variante 1 („Ungenutzt“)

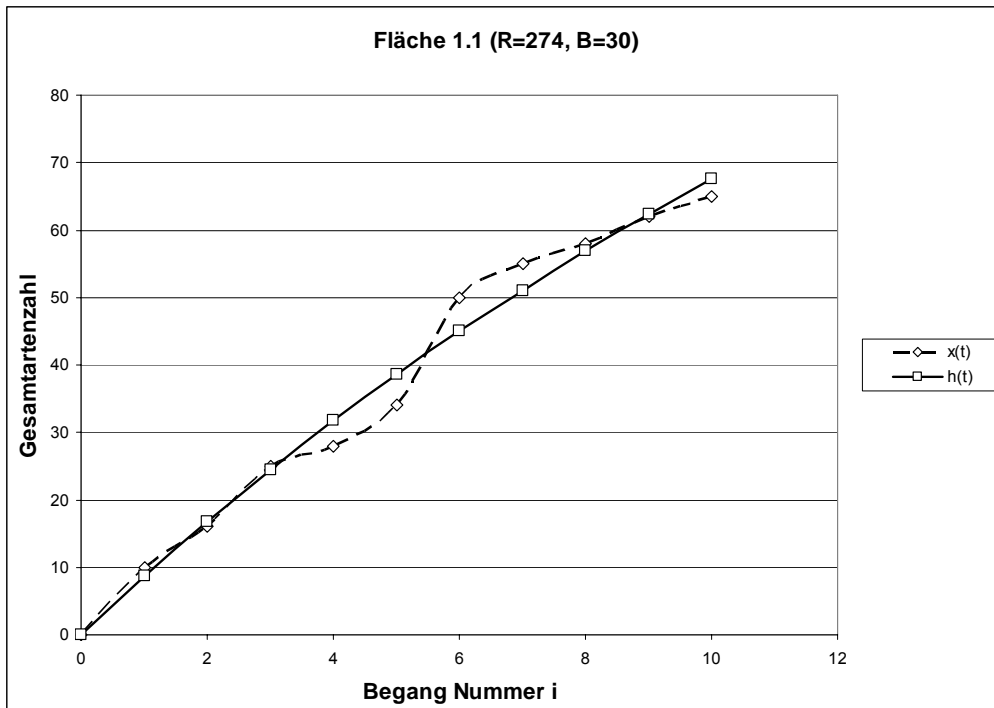


Abb. 30: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 1.1. Die tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen ergeben die hier als $x(t)$ bezeichnete Kurve, die um die ideale Hyperbel $h(t)$ schwingt. R ist der errechnete Konvergenzwert von $h(t)$, B ist die errechnete Halbwertszeit in Begängen.

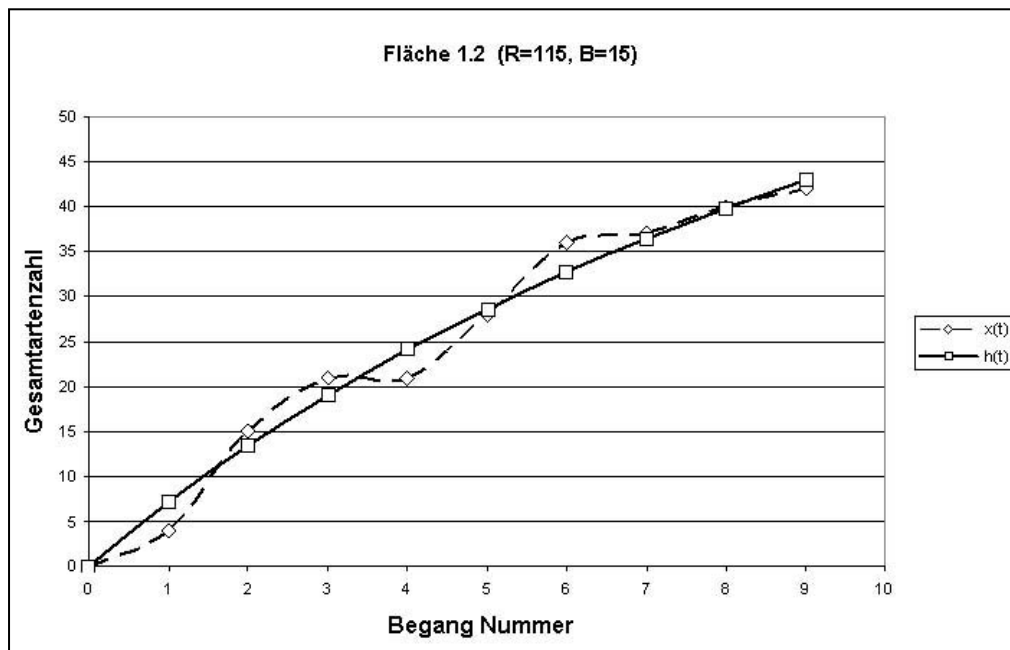


Abb. 31: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 1.2.

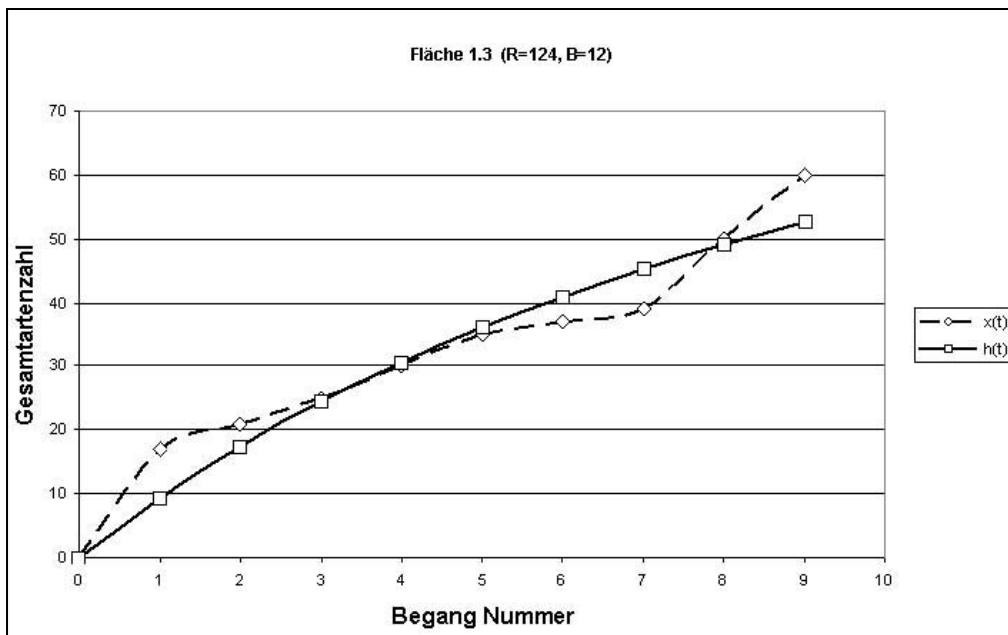


Abb. 32: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 1.3.

Variante 2 („Borkenkäferbefall“)

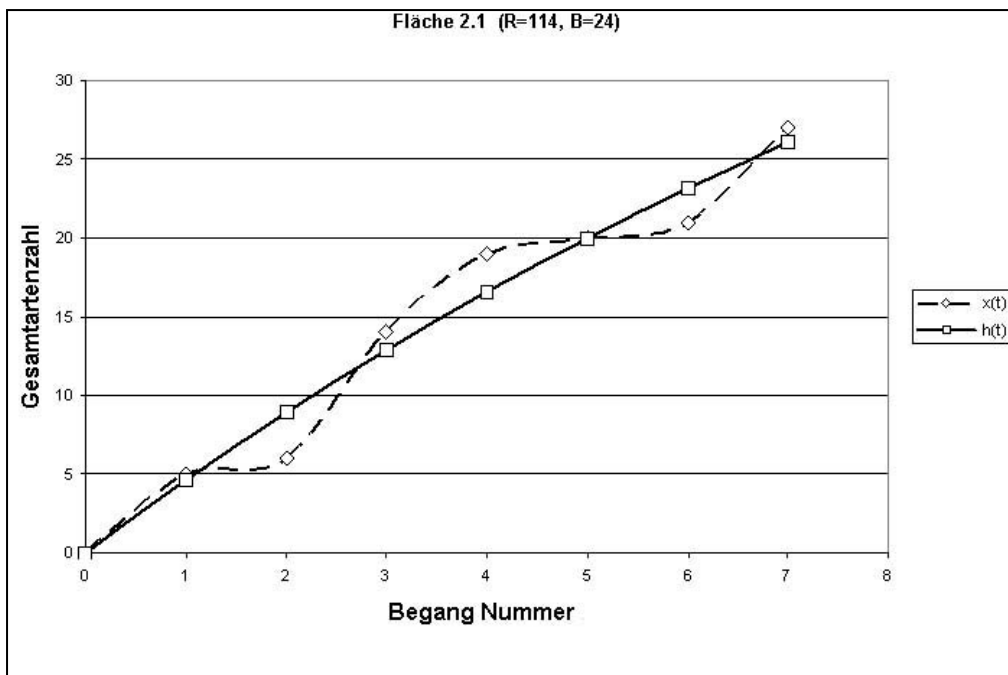


Abb. 33: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 2.1. Die tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen ergeben die hier als $x(t)$ bezeichnete Kurve, die um die ideale Hyperbel $h(t)$ schwingt. R ist der errechnete Konvergenzwert von $h(t)$, B ist die errechnete Halbwertszeit in Begängen.

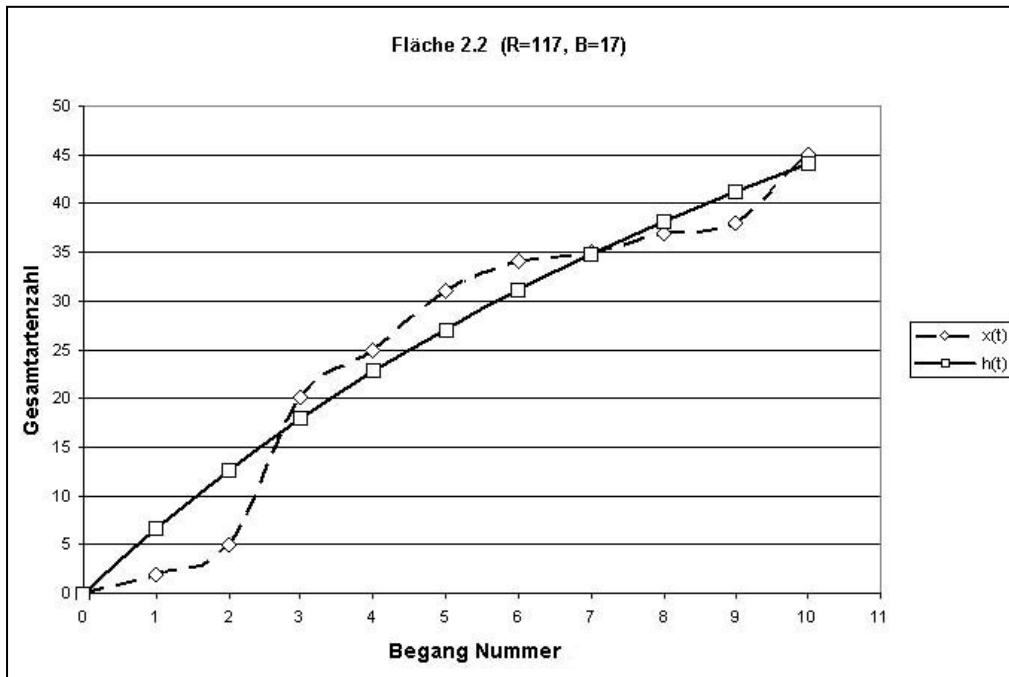


Abb. 34: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 2.2.

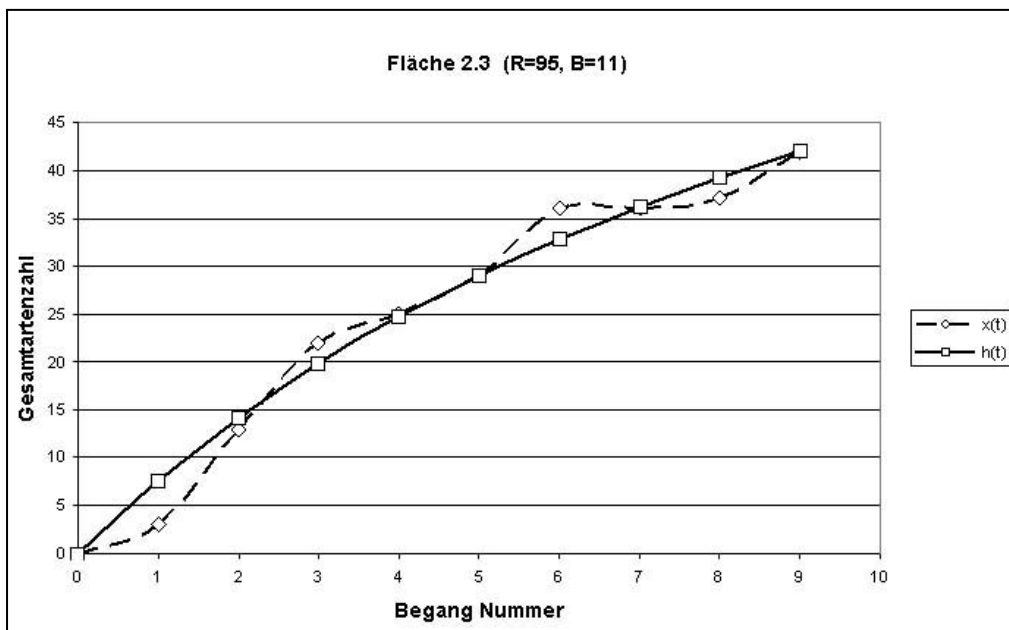


Abb. 35: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 2.3.

Variante 3 („Einzelstammnutzung“)

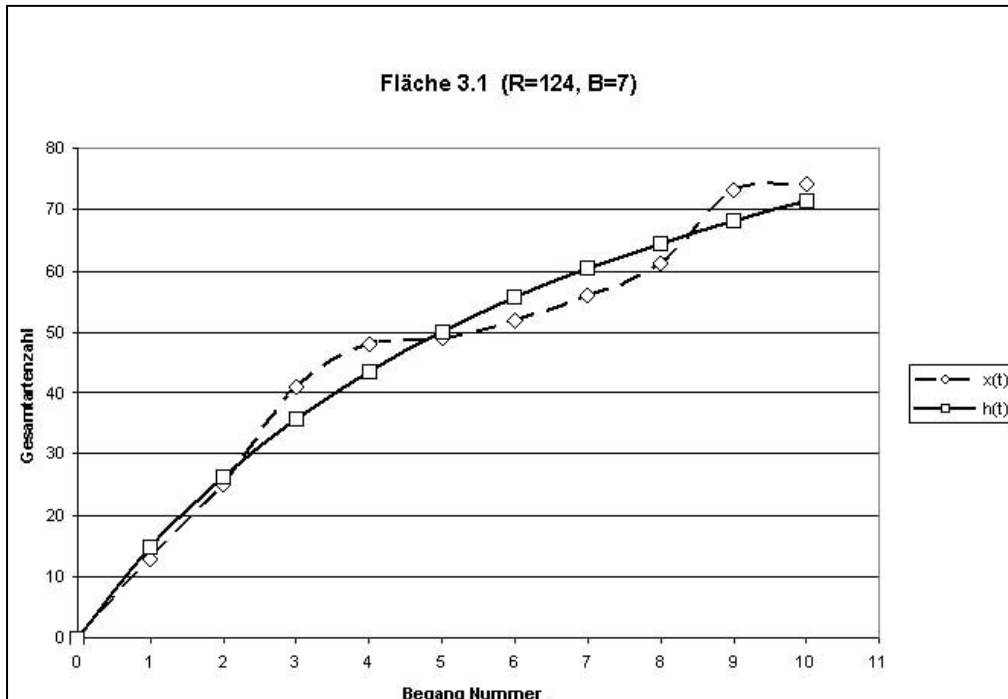


Abb. 36: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 3.1. Die tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen ergeben die hier als $x(t)$ bezeichnete Kurve, die um die ideale Hyperbel $h(t)$ schwingt. R ist der errechnete Konvergenzwert von $h(t)$, B ist die errechnete Halbwertszeit in Begängen.

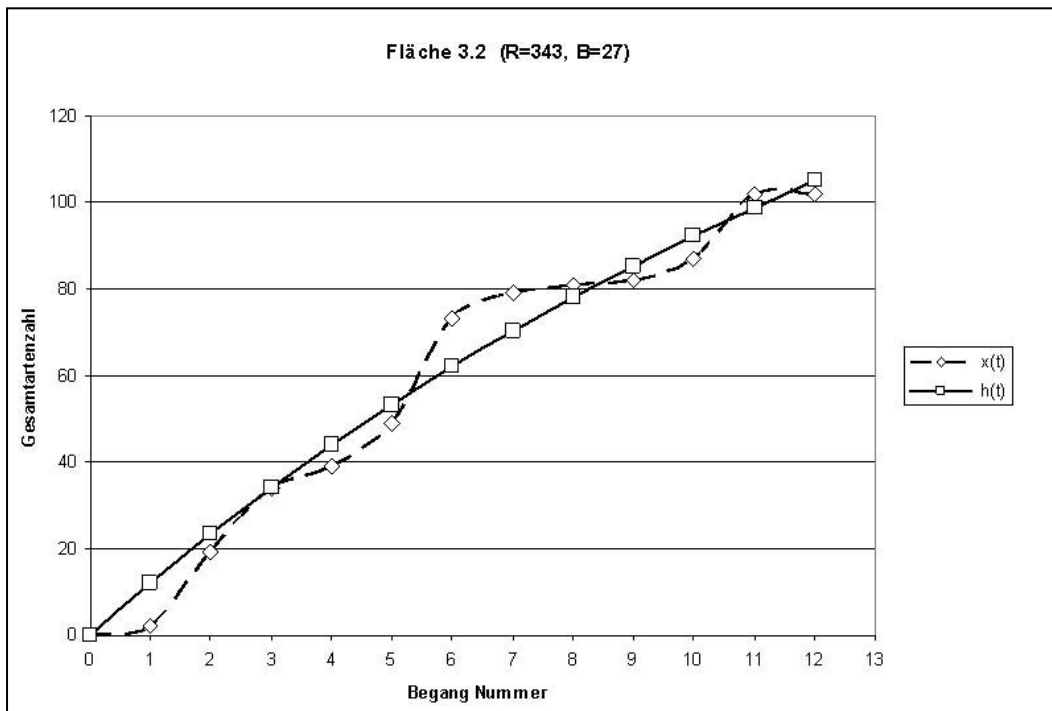


Abb. 37: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 3.2.

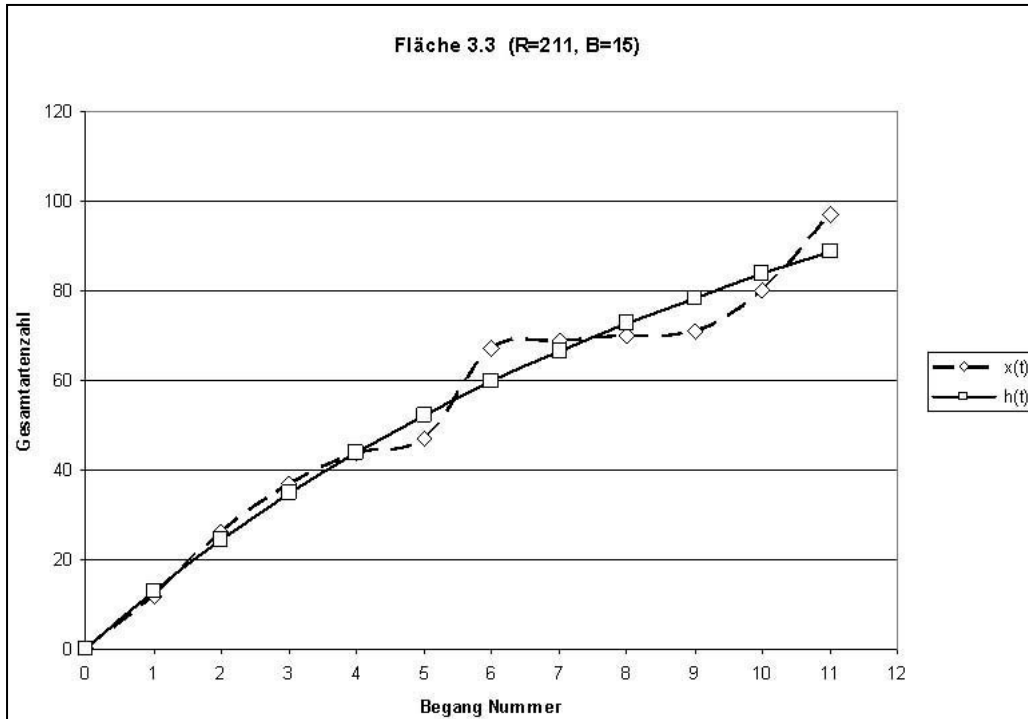


Abb. 38: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 3.3.

Variante 4 (Räumung)

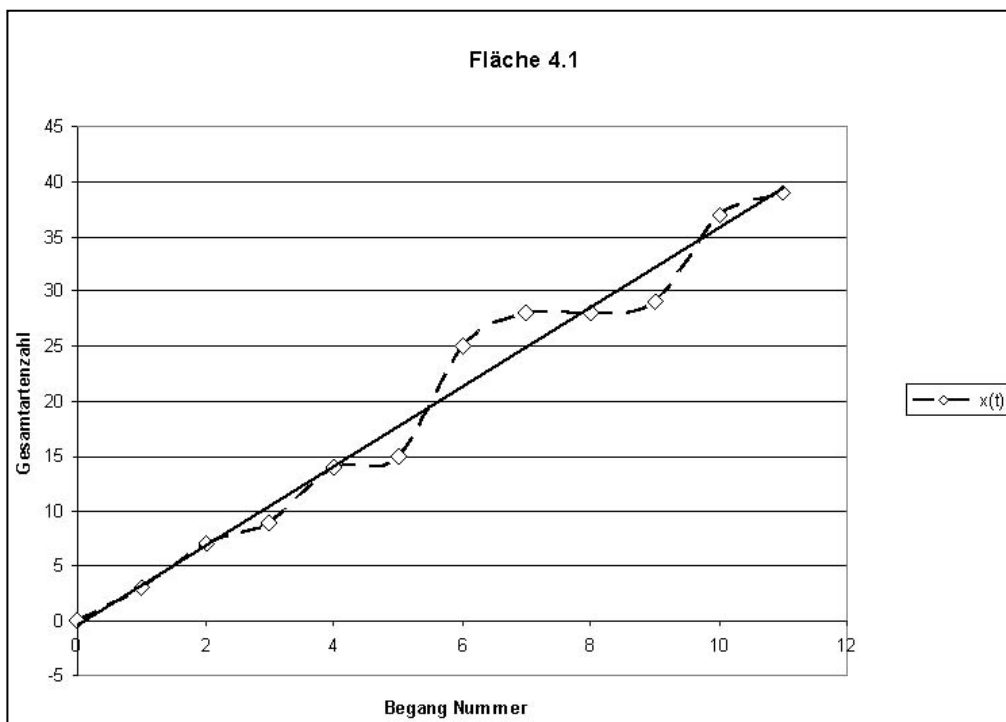


Abb. 39: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 4.1. Die tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen sollte sich als Konvergenzwert der Hyperbel berechnen lassen, um die die Kurve der insgesamt nachgewiesenen Arten schwingt. Die Daten lassen aber eher eine Gerade als eine Hyperbel als Lösung zu. Eine Prognose ist daher nicht möglich.

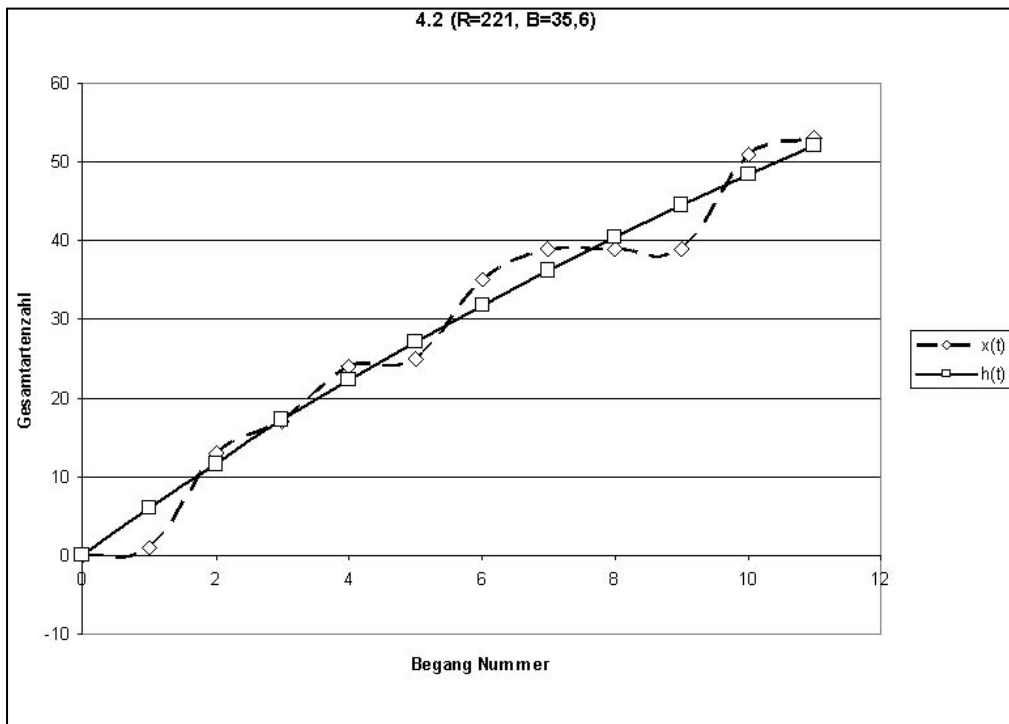


Abb. 40: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 4.2.

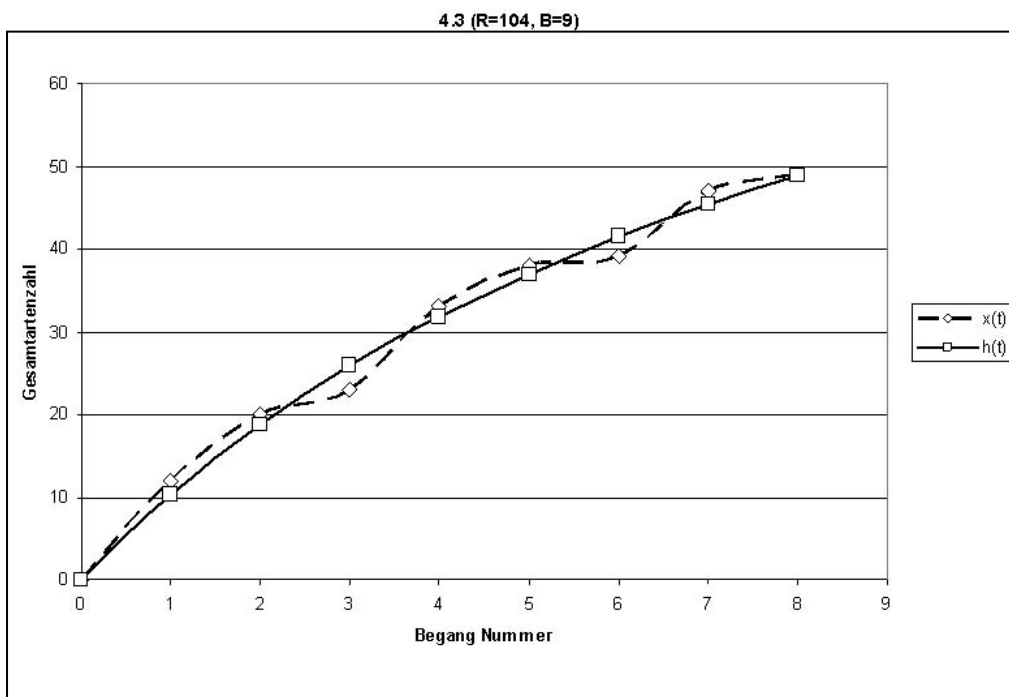


Abb. 41: Arten-Zeit-Kurve für Fläche 4.3.

Die Konvergenzwerte für die prognostizierten Artenzahlen der Untersuchungsflächen sind in Tab. 42 zusammengefasst.

Tab. 42: Anzahl der nachgewiesenen Arten der einzelnen Probestellen. Mit * sind die absoluten Ergebnisse der zwei Flächen markiert, die statt drei Jahren nur zwei Jahre bearbeitet wurden. Die mit „<“ gekennzeichneten prognostizierten Artenzahlen stammen von in rascher Sukzession befindlichen Flächen. Daher sind die errechneten Werte vermutlich zu groß ausgefallen.

Variante	Flächen-Nr.	Flächengröße [m ²]	Nachgewiesene Artenzahl	Prognostizierte Artenzahl
>25 Jahre ungenutzt	1.1.	2700	65	< 274
	1.2.	3850	42	< 115
	1.3.	3400	60	124
Borkenkäferbefall	2.1.	2350	27*	114
	2.2.	3800	45	117
	2.3.	2900	42	93
Einzelstammnutzung	3.1.	4200	73*	124
	3.2.	3200	100	343
	3.3.	3550	97	211
Räumung	4.1.	4750	38	Keine Prognose
	4.2.	3300	53	< 221
	4.3.	2150	49	< 104

7 Diskussion

(i) Vorausgegangene Untersuchungen

Die Auswirkung der Bewirtschaftung von Wäldern auf die Pilzflora wurde in einer Vielzahl von Studien untersucht, die sich allerdings meist auf holzbewohnende Pilze beschränken. Nuss (1999) vergleicht das innerhalb des Nationalparks Bayerischer Wald gelegene ehemalige Naturschutzgebiet „Mittelsteighütte“ mit der nahe gelegenen, vor der Erweiterung des Parks forstwirtschaftlich genutzten Fläche „Schrödelhütte“. Hierbei wird auf eine statistische Auswertung der erhobenen Daten, die vor allem auf die lignicolen Großpilze fokussiert, verzichtet. Es wird belegt, dass die totholzreiche Fläche „Mittelsteighütte“ eine größere Artenvielfalt an lignicolen Pilzen zeigt und dort mehr naturschutzfachlich relevante Arten auftreten. Der boreale Nadelwald Skandinaviens, der zumindest mit den Wäldern der Hochlagen des Bayerischen Waldes vergleichbar ist, ist Objekt detaillierter Studien der letzten Jahre (z.B. BADER et al. 1995, GROVEN et al. 2002, HEILMANN-CLAUSSEN & CHRISTENSEN 2003, HØILAND & BENDIKSEN 1997, JONSSON & JONSELL 1999, KRUYSS et al. 1999, KRUYSS & JONSSON 1999, LINDBLAD 1998, NORDÉN et al. 2004, OHLSEN et al. 1997, PENTTILÄ 2004, PENTTILÄ et al. 2004, RENVALL 1995, SIPPOLA & RENVALL 1999, SIPPOLA et al. 2001, SIPPOLA et al. 2004, STOKLAND 2001, STOKLAND & KAUSERUD 2004). HØILAND & BENDIKSEN (1997) untersuchten den Einfluss forstlicher Nutzung auf die lignicole Basidiomyceten-Flora in borealen Nadelwäldern Norwegens und ermitteln Zeigerarten (z.B. *Phlebiella vaga* oder *Veluticeps abietina*) für intensive forstliche Nutzung von Wäldern durch Vergleich naturnaher Bestände. HØILAND & BENDIKSEN (1997) zeigen ferner ein Ansteigen des Verhältnisses der Artenzahlen zur Fruchtkörperzahl mit zunehmendem Zersetzungsgrad des Totholzes und zunehmender Länge der Substrateile. Ein ähnliches Ergebnis liefert RENVALL (1995), der Stämme von *Picea* und *Pinus* in Bezug auf die Flora und Substratökologie lignicoler Basidiomyceten untersuchte. Die Auswirkungen der Verinselung von naturnahen Waldbeständen Skandinaviens auf die Artenvielfalt wurde ebenfalls am Beispiel holzbewohnender Pilze untersucht (sowohl auf der Ebene der Artendiversität, der Verbreitungsmöglichkeiten von Arten und auch der genetischen Variabilität), so beispielsweise von LINDGREN (2001), SIITONEN et al. (2001),

SVERDRUP-THYGESON & LINDENMAYER (2003), EDMAN et al. (2004a, b, c), ROLSTAD et al. (2004) oder von HÖGBERG & STENLID (1999).

Sturmwurf als natürliches, den Baumbestand rasch und sehr stark beeinflussendes Ereignis wurde in Baden-Württemberg ausführlich am Beispiel dreier Untersuchungsgebiete (fichtendominierter Wirtschaftswald) untersucht (FISCHER 1998). Hierbei werden drei Varianten unterschieden: (i) belassene und (ii) geräumte Sturmwurffläche sowie (iii) nicht betroffener Altbestand. Drei Einzelstudien behandeln die Auswirkungen auf die Pilzflora: Ektomykorrhizapilze (REXER et al. 1998), Streuzersetzer (REXER & OBERWINKLER 1998), Pilze an bzw. in Totholz (HONOLD & OBERWINKLER 1998). Die Untersuchungen der Ektomykorrhizapilze zeigen, dass das Mykorrhizaspektrum der Jungfichten bezüglich des Mykorrhizatyps durch das Freistellen durch den Sturmwurf nicht signifikant verändert wird. Die Mykorrhizierung erfolgt unter Schirm und bleibt nach dem Absterben/Entfernen der Altbäume erhalten. Freiflächen ohne Verjüngung verlieren hingegen ihre Mykorrhizapilzflora und nur noch eine Art, *Thelephora terrestris*, konnte an später wachsenden Jungbäumen festgestellt werden. Der Verbleib von stark zersetztem Holz (z.B. Stubben) auf den Sturmwurfflächen fördert den Erhalt zumindest mancher Mykorrhizapilze. Der Artenreichtum geht durch den Sturmwurf deutlich zurück. Bei der einzigen diesbezüglich ausgewerteten Fläche ist der belassene Windwurf artenreicher als der geräumte. Die Ergebnisse bezüglich der streuzersetzenden Pilze sind nur schwer auf die Studie im Bayerischen Wald übertragbar, da jeweils unterschiedlich viele Probeflächen je Variante (Sturmwurf belassen bzw. geräumt und Altbestand) untersucht wurden, die Ergebnisse wiederum über die Varianten hinweg zusammengefasst wurden und die Studie die Suche nach einzelnen Indikatorarten und Detektion von Verschiebungen in der Dominanz azidophiler vs. neutrophiler Arten fokussiert. Da die Böden des Bayerischen Waldes durchwegs sauer sind und neutrophile Arten nicht vorkommen, ist auch ein Vergleich dieser Teilergebnisse nicht möglich. Die Ergebnisse zur Pilzflora des liegenden Totholzes sind nicht auf die Untersuchungen im Bayerischen Wald übertragbar. Untersuchungen aus anderen Sturmwurfflächen, so z. B. SCHLECHTE (1998, 2002) beschränken sich auf holzbewohnende Pilze.

Der Kenntnisstand zum Einfluss von Waldbränden in borealen Nadelwäldern auf die Ektomykorrhizapilzflora wird von DAHLBERG (2002) zusammengefasst. Es handelt sich zwar ebenso wie bei der im Bayerischen Wald untersuchten Borkenkäferkalamität um ein den Baumbestand rasch und stark beeinflussendes Ereignis, jedoch sind die Auswirkungen auf das System (z.B. Erhitzung des Bodens, pH-Wert-Änderung usw.) nicht vergleichbar. Die Mykorrhizapilzflora wird zumindest in borealen Nadelwäldern durch Brandereignisse sehr stark reduziert und muss sich langsam wieder regenerieren.

LUOMA et al. (2004) untersuchten die Reaktion von Ektomykorrhizapilzen in Bezug auf Biomasseproduktion der Fruchtkörper auf verschiedene Grade von Baumentnahmen in einem douglasiendominierten Waldbestand in Oregon, U.S.A. Hierfür wurden neben Flächen ohne Baumentnahme in mehreren Stufen bis hin zu 85% der stehenden Bäume entfernt. Hierbei werden die Entnahmen als Parallelen durch Ausdünnen des Bestandes und durch blockweises Entfernen ausgeführt. Bei der Entfernung von 75% der Baumschicht kommt die Fruchtkörperproduktion fast zum Erliegen. Bei allen Untersuchungsflächen mit Baumentnahme ist ein deutlicher Rückgang der Biomasseproduktion nachzuweisen. Auch die Artenzahl der fruktifizierenden Ektomykorrhizapilze geht durch die Entnahmen zurück. Die wenigsten Arten fruktifizierten bei einer gleichmäßigen Entnahme von 85% der Bäume. Bei einer blockweisen Entnahme war die Fruchtkörperproduktion (Biomasse) zwar noch geringer, aber es konnten mehr Arten hierbei festgestellt werden. Die größte Artenzahl an Ektomykorrhizapilzen war bei der geringsten Eingriffsvariante (Entnahme von 15% der Bäume in Form von Femelschlag) zu verzeichnen.

JONES et al. (2003) zeigen einen signifikanten Unterschied in der Ektomykorrhizapilzflora der Wurzelspitzen nach starken Eingriffen (Räumung) im Vergleich zu nahe liegenden unbeeinträchtigten Forstbeständen. Nicht die Anzahl der besetzten Wurzelspitzen der Jungbäume, sondern die Artenausstattung ändert sich. Arten, die Altbestände benötigen, fallen aus. Arten, die auch Jungbäume als Symbiosepartner annehmen können, treten vermehrt in Erscheinung. Da die Mykorrhizen von gefälltten Altbäumen zumindest ein Jahr lang überleben können (vergl. HARVEY et al. 1980, HAGERMANN et al. 1999, VISSER et al. 1998) und Sämlinge

inokulieren können, raten JONES et al. (2003) ein möglichst rasches Nachpflanzen bei Kahlschlag bzw. bereits im Vorfeld zur Etablierung ausreichender Naturverjüngung.

Die vorliegende Studie aus dem Bayerischen Wald knüpft an diese Studien an, indem neben drastischen Eingriffen (Räumung) auch die Auswirkung von extensiver forstlicher Bewirtschaftung (Einzelstammentnahme) auf die Diversität der Mykorrhizapilze und Bodensaprobionten untersucht wird. Zudem wird der natürliche Einfluss des Borkenkäfers im Vergleich mit Räumung von Beständen durch den Menschen auf die Großpilzflora untersucht. Hierbei wird an mehreren Punkten Neuland betreten: für Streuzersetzer und Ektomykorrhizapilze erfolgte eine detaillierte Auswertung der Ergebnisse mittels multivariater Methoden (DCA). Auch ein direkter Vergleich der ektomykorrhizabildenden mit der bodensaprotrophen Pilzflora (z.B. Verschiebungen im Verhältnis der Artenzahlen) wurde bisher nicht durchgeführt. Eine erweiterte Interpretation der Artenzahlen pro Flächeneinheit mittels Arten-Zeit-Kurven und einer Berechnung der Gesamtartenkapazität einzelner Probeflächen ist ebenfalls ein neuer Ansatz dieser Arbeit, basierend auf den Untersuchungen von SCHMITT (1999). Borkenkäferkalamitäten waren bislang noch nicht im engeren Fokus einer Forschungsarbeit über Ektomykorrhizapilze und Streuzersetzer.

Während des ersten Untersuchungsjahres wurden zwei von drei der ungenutzten Flächen (Flächen 1.1 und 1.2) vom Borkenkäfer befallen und die Altbaumschicht (Fichte) abgetötet. Dies bietet die Gelegenheit, die Dynamik des Umbaus des Pilzbesatzes im Zuge des Absterbeprozesses der Baumschicht direkt zu analysieren, was ebenfalls bisher nicht Teil von Forschungsarbeiten war.

Neben dem Ausfall der Symbiosepartner nach Borkenkäferbefall ändert sich der Lebensraum der saprotrophen und mykorrhizabildenden Großpilze auch durch die Menge in kurzer Zeit abfallender grüner Fichtennadeln. Weiterhin verändert sich die Strahlungsintensität auf den betroffenen Flächen, da die abgestorbenen Fichten nach dem Nadelverlust weniger Schatten bieten. Erst langsam können die entstandenen Lücken durch eingestreute Buchen kompensiert werden (Variante 2). Die bodenoberflächennahen Bereiche der Variante 4 („Räumung“) sind extremeren kleinklimatischen Bedingungen ausgesetzt (siehe Kap. 3.6), da nach Entfernung der

schützenden Baumschicht höhere Temperaturintervalle in Bodennähe auftreten (vergl. BALLARD 2000). Klimatisch haben sie sich somit am deutlichsten von dem ursprünglichen Zustand im geschlossenen Bestand entfernt.

Eine schematische Übersicht über mögliche einwirkende Faktoren auf die Pilzflora bei der Entnahme der lebenden Baumschicht durch den Menschen (z.B. bei Kahlschlag) zeigt Abb. 42 (aus JONES et al. 2002). Die beim Befall mit Borkenkäfer auf den Boden fallende grüne Nadelstreu ist hierbei nicht berücksichtigt, da diese bei der Entfernung der Baumschicht durch den Menschen nicht anfällt.

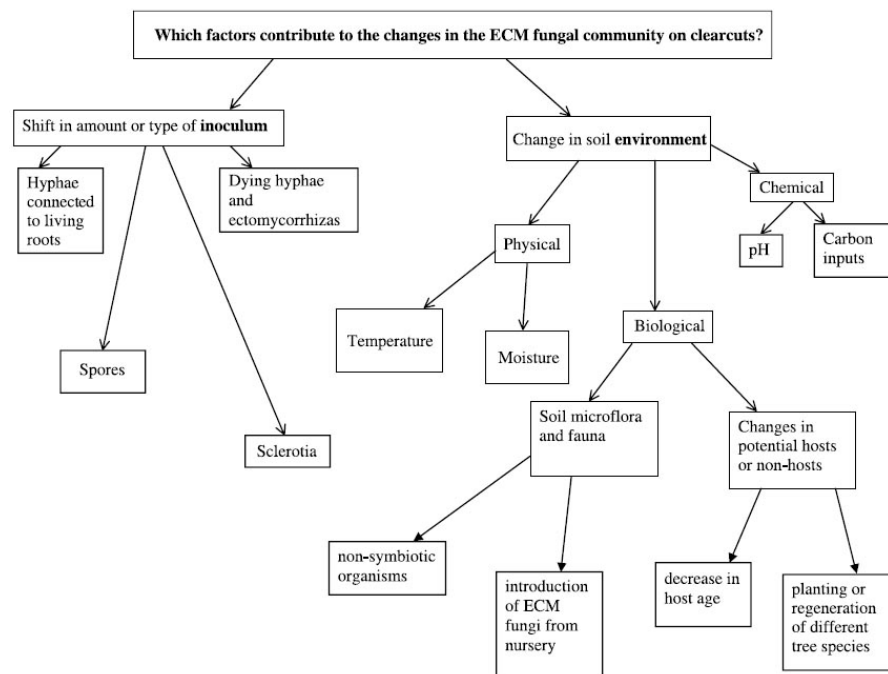


Abb. 42: Schematisches Diagramm zur Veranschaulichung der bedeutendsten Einflussfaktoren auf die Artengemeinschaft der Ektomykorrhizapilze nach Entfernen der Baumschicht (aus JONES et al. 2002). Interaktionen der einzelnen Faktoren untereinander sind nicht dargestellt.

Wird die Baumschicht entfernt, so ändert sich die Artenzusammensetzung der Ektomykorrhizapilze, der nun nur noch die Verjüngung als Symbiosepartner zur Verfügung steht (vergl. JONSEN et al. 2002, LUOMA et al. 2004). Der Einfluss des drastisch geänderten Baumalters (Altbaum vs. Verjüngung) auf die Ektomykorrhizapilzflora wurde am Beispiel von *Pinus contorta* von BRADBURY (1998) und BRADBURY et al. (1998) untersucht. In beiden Studien fehlen 40% der Ektomykorrhizapilze bzw. der Morphotypen an Ektomykorrhizen der Wurzeln der

Altbäume bei der Verjüngung (Sämlinge). Insgesamt werden 25% der Wurzelspitzen der Altbäume von Pilzen besetzt, die nicht an den Sämlingen nachweisbar waren. Das Beispiel ist zwar nicht direkt auf die Verhältnisse im Bayerischen Wald übertragbar (andere Wirtsbaumart, andere Region), zeigt jedoch, dass ein großer Teil (bei *Pinus contorta* 60%) des durch die Altbäume definierten Symbiosenetzwerkes an Ektomykorrhizapilzen auf Sämlinge übergehen kann (vergl. JONES et al. 2003).

(ii) absolute Artenzahlen

Der von LUOMA et al. (2004) beschriebene Rückgang der Artenzahlen der Mykorrhizapilze nach Entfernung der Baumschicht wird anhand der Daten aus dem Bayerischen Wald bestätigt (Abb. 12, 43). Die besonders geringe Artenvielfalt von Variante 2 („Borkenkäferbefall“) bezüglich der Ektomykorrhizapilze, die im Durchschnitt deutlich unter der Artenvielfalt der Variante 4 („Räumung“) steht, belegt neben dem Ausfall der Symbiosepartner weitere wirksame Einflussfaktoren.

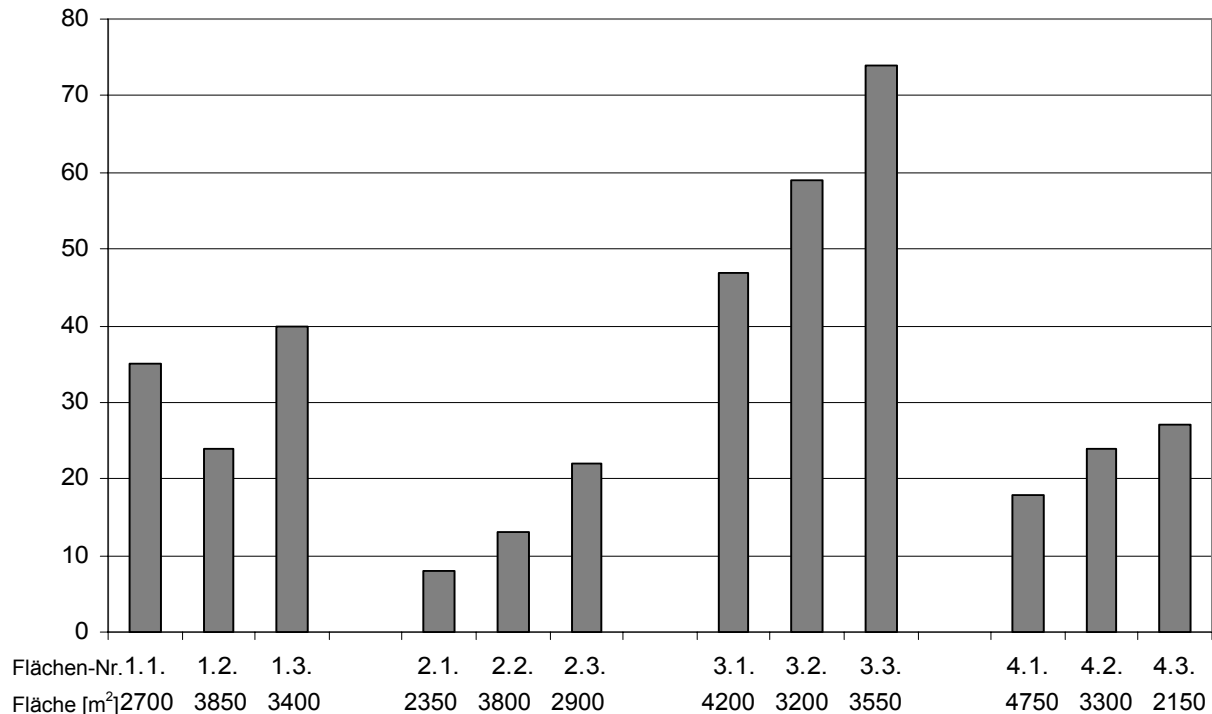


Abb. 43: Absolute Artenzahlen der Ektomykorrhizapilze der einzelnen Untersuchungsflächen. Ein Zusammenhang mit der Flächengröße ist nicht gegeben. Fläche 1.3: „Ungenutzt“; Flächen 2.1-2.3: „Borkenkäferbefall“; Flächen 3.1-3.3: „Einzelstammnutzung“; Flächen 4.1-4.3: „Räumung“; Flächen 1.1 und 1.2: ehemals „Ungenutzt“, Borkenkäferbefall während der Bearbeitungszeit.

JONES et al. (2003) diskutieren u. A. die Auswirkung von nicht-ektotrophen Pflanzen, z.B. ericoiden Mykorrhizpflanzen wie *Calluna vulgaris*, auf die Ektomykorrhizapilzflora. Offensichtlich hemmen einige der ericoide Mykorrhiza bevorzugenden Pflanzen die Ausbildung von Ektomykorrhizen bei ektotrophen Jungpflanzen (vergleiche ROBINSON 1972, MALLIK & ZHU 1995 bezüglich *Calluna vulgaris*, WALKER et al. 1999 bezüglich *Rhododendron*, STRAKER 1996 bezüglich weiterer Wirte ericoider Mykorrhiza). *Calluna* kommt auf den Untersuchungsflächen nicht vor, und kann daher kein Einflussfaktor sein.

Auch andere Ericaceae, z.B. *Vaccinium* (ebenfalls ericoide Mykorrhiza) wirken sich durch eine signifikante Abnahme der Kurzwurzeln und mykorrhizierten Wurzelspitzen von *Picea abies*-Sämlingen sowie durch ein verschlechtertes Wachstum bzw. eine verringerte Überlebensrate der Fichtensämlinge aus, wie JÄDERLUND et al. (1997) am Beispiel von *Vaccinium myrtillus* zeigen. Die *Vaccinium*-Deckung der untersuchten Flächen ist jedoch als gering einzustufen und hat weder bei den Borkenkäferflächen noch bei den Räumungsflächen bzw. nicht in unterschiedlichem Grade zugenommen. Auch dieser Faktor kann daher die geringeren Artenzahlen der Borkenkäferflächen im Vergleich zu den Räumungsflächen nicht erklären.

Ein weiterer für Ektomykorrhizapilze hemmender Faktor, der zudem nur Flächen der Variante 2 („Borkenkäferbefall“) betrifft, ist die abfallende grüne Nadelstreu. BAAR & KUYPER (1993) und BAAR et al. (1994) stellen wachstumshemmende Wirkung von Nadelstreu auf Ektomykorrhizapilze fest. Nur für einzelne, speziell angepasste Pilzarten kann Nadelstreu das Wachstum anregen (BAAR et al. 1994, KOIDIE et al. 1998). Neben den natürlichen, fungiziden Inhaltsstoffen der grünen Nadelstreu (BAAR & KUYPER 1993, BAAR et al. 1994) sind auch anthropogene Umweltgifte zu berücksichtigen. WEIß et al. (2001) untersuchten die Konzentration von Pestiziden in Fichtennadeln (lebende Nadeln am Baum) der österreichischen Alpen und stellen unter anderem hohe Anteile von Nitrophenolen fest. Diese werden insbesondere durch Abgase des Straßenverkehrs aus Vorläufersubstanzen wie Benzol, Toluol oder Stickstoffoxiden atmosphärisch gebildet (SENGL et al. 2002). Auch im Bayerischen Wald ist der Nitrophenolgehalt des Niederschlags als hoch einzustufen (SENGL et al. 2002, Messstation in Spiegelau).

Der höhere Artenreichtum an Mykorrhizapilzen der Räumungsflächen (Variante 4) im Vergleich zu den Borkenkäferflächen (Variante 2) lässt sich somit gut durch den Einfluss großer Mengen an grüner Nadelstreu erklären, die beim Absterben der Baumschicht anfällt, hingegen bei der Räumung (die bei den ersten Befallssymptomen der Altbäume eingeleitet wird) durch Abtransport der frisch gefällten Stämme nicht in diesem Maße in Erscheinung tritt. Bei Entastung der Stämme vor Ort wird die ebenfalls anfallende Nadelstreu zumindest nicht über die gesamte Fläche verteilt, sondern fällt punktuell an.

Aufgrund der raschen Veränderung der äußeren Bedingungen bei Borkenkäferbefall bzw. bei Räumung ist auch ein rascher, wenngleich im Vergleich mit Mykorrhizapilzen weniger drastischer Rückgang der Artenzahl bei Streuzersetzern bzw. bodensaprotrophen Arten während dieses Prozesses zu erwarten. Dies ist bei den untersuchten Flächen jedoch nicht der Fall, wie Abb. 12 zeigt, auch nicht bei den beiden Flächen 1.1 und 1.2, die direkt während der Absterbephase der Baumschicht untersucht wurden. Die Artenzahlen der Saprobionten der Varianten „Borkenkäferbefall“ und „Räumung“ unterscheiden sich nicht von denen der Flächen mit intaktem Baumbestand, wohl aber die Artenzusammensetzung (siehe unten). Auch zwischen Räumungsflächen und Borkenkäferflächen zeigt sich hinsichtlich der Artenzahl kein Unterschied, was einen Einfluss der grünen Nadelstreu auf die Artenzahl dieser trophischen Gruppe (im Vergleich zu den Mykorrhizapilzen) ausschließt. Eine Erhöhung der Artenzahl an saproben Arten durch den Rückgang der Mykorrhizapilze (z.B. aufgrund direkter Konkurrenz der Myzelien im Boden) ist nicht ersichtlich und kann für die Untersuchungsflächen ausgeschlossen werden, bzw. kann negative Auswirkungen der raschen Änderung des Biotops beim Absterben bzw. Entfernen der Baumschicht kompensieren. Der prozentuale Anteil an Ektomykorrhizapilzen bezüglich der Gesamtartenzahl (Streuzersetzer und Ektomykorrhizapilze) verringert sich also nur deshalb deutlich, weil die Artenzahl der Mykorrhizapilze abnimmt, während die Artenzahl der saproben Großpilze unverändert bleibt (Abb. 13).

Vergleicht man die Flächen mit intakter Baumschicht untereinander (Variante 3 im Vergleich zu Fläche 1.3), so kann Fläche 1.3 weder anhand der Artenzahl der

Ektomykorrhizapilze (Tab. 42) noch anhand des Verhältnisses der Artenzahl der Symbionten zu der der Streuzersetzer (Abb. 13) von den Flächen der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) unterschieden werden kann.

(iii) Prognostizierte Artenzahlen (Arten-Zeit-Kurven)

Die erfolgte Betrachtung der absoluten Artenzahlen der Untersuchungsflächen birgt das Problem der Abhängigkeit der Artenzahl von der Länge des Untersuchungszeitraums bzw. der Anzahl der Begänge. Die Fruktifikation, anhand der die vorkommenden Arten detektiert werden, erfolgt sporadisch bzw. ist von der Witterung abhängig. Entsprechend ist es notwendig, eine genügend lange Untersuchungszeit anzusetzen, um die Artenzahl repräsentativ zu erfassen.

Sichere Angaben über ausreichende Bearbeitungszeit, innerhalb derer z. B. 90% des Arteninventars festgestellt werden können, fehlen jedoch bislang bzw. müssten für unterschiedliche Habitate eigens geprüft werden. EGLI et al. (1997) konnten noch nach einer Untersuchungszeit von 20 Jahren neue Großpilzarten in ihren Untersuchungsflächen nachweisen. Um ein objektives Maß für den Artenreichtum der bodensaprotrophen und ektomykorrhizabildenden Großpilze zu erhalten, wurden anhand der Ergebnisse der drei Kartierungsjahre Arten-Zeit-Kurven errechnet und deren Konvergenzwerte für t (Zeit, Begehungen) gegen Unendlich bestimmt (Kap. 6.2, Tab. 42, Abb. 30 bis 41, vergl. SCHMITT 1999).

Mit 73, 97 bzw. 100 nachgewiesenen Arten erscheint die Variante 3 („Einzelstammnutzung“) als die artenreichste (Tab. 42), gefolgt von Variante 1 („Ungenutzt“), Variante 4 („Räumung“) und Variante 2 („Borkenkäferbefall“). Fläche 3.1 mit 73 Arten wurde nur zwei Jahre bearbeitet, weshalb dieser Wert zu klein im Vergleich zu den anderen Artenzahlen (außer Fl. 2.1, die ebenfalls nur 2 Jahre bearbeitet wurde) ausfällt. Die errechneten Artenzahlen weisen die drei Flächen jedoch als untereinander deutlich verschieden aus. Insbesondere Fläche 3.2 ist mit 343 zu erwartenden Großpilzarten (Tab. 42) sehr artenreich, Fläche 3.1 lässt nur 124 Arten und Fläche 3.3 immerhin 211 Arten erwarten.

Während sich durch die Arten-Zeit-Kurven der Flächen 3.1 und 3.3 die angenommenen Hyperbeln der Michaelis-Menten-Gleichung (Kap. 5.2.2) sehr gut legen lassen, bereitet die Prognose für Fläche 3.2 Schwierigkeiten. Auch nach drei Untersuchungsjahren zeigt sich noch keine Sättigung bezüglich der Artenzahl. Fläche 3.2 ist die mit Abstand artenreichste der Variante 3. Ihre ausgesprochen hohe Artenvielfalt lässt sich durch einen besonders hohen Strukturreichtum innerhalb der Fläche erklären.

Die Arten-Zeit-Kurve ist auch für Fläche 1.1 nahezu linear, eine Sättigung ist noch nicht erreicht. Fläche 1.1 befindet sich aber aufgrund des Absterbens der Fichten-Baumschicht in einer Umbruchsphase, und die mangelnde Sättigung kann durch den Arten-Turnover bedingt sein. Ähnliches trifft prinzipiell auch für Fläche 1.2 zu. Hier ist rechnerisch jedoch ein Abschätzen der zu erwartenden Artenzahl möglich, da sich die Arten-Zeit-Kurve bereits krümmt und dem Sättigungsbereich näher kommt als beispielsweise bei Fläche 1.1. Die Fläche ist somit insgesamt deutlich ärmer an Großpilzarten als Fläche 1.1. Fläche 1.3 ist mit 124 prognostizierten Arten mit Fläche 3.1 (genutzt, ebenfalls 124 Arten) vergleichbar. Fläche 1.3 ist wie Fläche 3.1 sehr strukturarm, also in sich sehr homogen.

In Bezug auf den Artenreichtum kann kein Unterschied zwischen den extensiv forstlich genutzten Flächen und den seit mehr als 25 Jahren ungenutzten Beständen belegt werden. Tendenziell sind die genutzten Bestände jedoch insgesamt artenreicher. Es zeigt sich allerdings ein deutlicher Unterschied in der Frequenz des Auftretens der Arten, da auf den Forstflächen in der selben Zeitspanne deutlich mehr Arten tatsächlich nachgewiesen wurden als in den ungenutzten Beständen (Tab. 42).

Für die beiden gestörten Varianten 2 und 4 („Borkenkäferbefall“ bzw. „Räumung“) ist eine Berechnung der zu erwartenden Artenzahl auf Grund der hier auftretenden Bestandesentwicklung erschwert. Dies trifft insbesondere auf die Räumungsflächen zu. Aufgrund des hohen Lichtangebots veränderte sich die Bedeckung durch Gefäßpflanzen erheblich innerhalb des Untersuchungszeitraums. So war insbesondere *Rubus idaeus* sehr wuchsstark und bildete dichte Bestände. In diesem Himbeergebüsch sind die Temperaturschwankungen nicht so extrem wie auf offenen Flächen, auch ist hier in Form von Blättern und Triebteilen mehr Substrat für

saprotrophe Arten vorhanden. Es bildete sich eine kleinräumige Pilzflora mit Vertretern der Gattungen *Mycena*, *Entoloma*, aber auch *Hymenoscyphus* aus. Diese raschen Veränderungen auf den Untersuchungsflächen bedingen eine entsprechend deutliche Sukzession, die Einfluss auf die Arten-Zeit-Kurve haben.

Für Fläche 4.1 ist eine Gerade die optimale Lösung, die durch die Datenpunkte vorgegeben wird. Eine Hyperbel durch die Punktmenge zu legen ist nicht möglich.

Fläche 4.2 zeigt einen zumindest nahezu linearen Verlauf der Arten-Zeit-Kurve, eine Hyperbel als Lösung war aber hier noch zu ermitteln.

Für Fläche 4.3 ist anhand des Originaldatensatzes keine Lösung berechenbar. Bei den ersten Begehungen konnte nur eine Art nachgewiesen werden. Erst später begann die Kurve anzusteigen. Erst nach Kappung dieser Anfangswerte konnte mit 104 Arten eine Lösung gefunden werden. Auf dieser Fläche haben sich die geringsten Änderungen der Pflanzenbedeckung ergeben. So fehlen hier großflächige *Rubus*-Patches, die für sich neu ansiedelnde Pilzarten gute Verhältnisse bieten. Es ist also nachvollziehbar, dass sich gerade hier eine Lösung ergab, die im Vergleich zu der deutlicher in Sukzession befindlichen Fläche 4.2 weniger als halb so groß ist.

Die Ergebnisse für Variante 2 („Borkenkäferbefall“) sind mit 114, 117 und 93 Arten ziemlich einheitlich. Die Borkenkäferflächen sind insgesamt artenärmer als die intakten Bestände. Es zeigt sich allerdings ein sehr deutlicher Unterschied in der Frequenz des Auftretens der Arten, da auf den Borkenkäferflächen in der selben Zeitspanne nicht einmal halb so viele Arten tatsächlich nachgewiesen wurden als in den ungenutzten Beständen (Tab. 42).

(iv) Charakteristische Taxa

Die vier untersuchten Varianten lassen sich zu zwei größeren Kategorien zusammenfassen: (a) Bestände mit intaktem, lebendem Baumbestand und (b) Bestände ohne diesen. Nicht nur bezüglich der Artenzahlen und des Verhältnisses der Artenzahl der Symbionten zu der der Streuzersetzer ist eine Unterscheidung der beiden Kategorien zu erwarten, sondern auch bezüglich des Arteninventars. Bisher

wurde dies meist am Beispiel der Ektomykorrhizapilze gezeigt (z.B. JONSEN et al. 2002, LUOMA et al. 2004), aber auch bei den Streuzersetzern sind Verschiebungen der Artenzusammensetzung möglich, wie z.B. REXER & OBERWINKLER (1998) am Beispiel von Sturmwurfflächen belegen. REXER & OBERWINKLER (1998) konnten eine Abnahme der Abundanzen von *Clitocybe vibecina* und *Strobilurus esculentus* auf den Sturmwurfflächen zeigen, dafür eine Zunahme von *Clitocybe clavipes*. Da *Strobilurus* an das Substrat „Zapfen“ (*Strobilurus esculentus* an Fichtenzapfen) gebunden ist, wurde diese Gattung hier nicht als bodensaprotroph eingestuft und untersucht. *Clitocybe clavipes* konnte gar nicht auf den Untersuchungsflächen im Bayerischen Wald nachgewiesen werden (LUSCHKA 1993 gibt diese Art als „zerstreut“ im Nationalpark Bayerischer Wald an). Hinsichtlich *Clitocybe vibecina* konnte keine Reaktion auf das Absterben bzw. Räumen der Baumschicht nachgewiesen werden. Es handelt sich um eine der häufigen Arten, die in allen Untersuchungsflächen nachgewiesen wurde. Die Abundanzen lassen kein Muster erkennen (vgl. Anhang, Tab. A2 bis A13). Als Art des Spätherbstes (vgl. GMINDER 2001) hängt die Fruktifikation auch von Faktoren wie Luftfeuchtigkeit und Temperatur ab. Das nebelreiche und feuchte Spätherbstwetter im Bayerischen Wald während der Untersuchungszeit schwächt daher die Effekte der Freistellung der Flächen (Variante „Räumung“) bzw. des Auflichtens (Variante „Borkenkäferbefall“) ab. REXER & OBERWINKLER (1998) diskutieren die Abhängigkeit von *C. vibecina* von einer dicken Nadelstreuauflage. Nach Aufzehrung der Nadelstreu wegen mangelnden Nachschubs (fehlende Altbaumschicht) auf den Räumungs- und Borkenkäferflächen ist somit ein Rückgang bzw. ein Ausbleiben dieser Art in Zukunft zu erwarten.

Tabellen 32 und 33 zeigen alle Arten, die nur in einer der beiden Kategorien „Baumschicht lebend“ bzw. „Baumschicht abgestorben oder geräumt“ auftraten. 23 Arten treten nur innerhalb der Varianten 1 und 3 („Baumschicht lebend“) auf, aber nur eine einzige Art, *Hymenoscyphus caudatus* ist nur in den Varianten 2 und 4 („Baumschicht abgestorben oder geräumt“) gefunden worden. Charakteristische Arten für Bestände mit abgestorbenem bzw. geräumtem Baumbestand fehlen also weitgehend.

Erwartungsgemäß sind die meisten der für die lebenden Bestände charakteristischen Arten Mykorrhizapilze (Tab. 32). Ausnahmen bilden die saproben *Xerula radicata*,

Gymnopus peronatus und *Hygrophoropsis fuscusquamulosa*. *Xerula radicata* ist an die Buche (*Fagus sylvatica*) gebunden (vergl. KRIEGLSTEINER & GMINDER 2001) und somit vom Absterben der Fichten in der Baumschicht nicht direkt betroffen. Dennoch fruktifiziert diese Art nur in den Flächen der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) und der Fläche 1.3. Diese Art reagiert also empfindlich auf die sich durch das Absterben oder Räumen der Altfichten ändernden Bedingungen. *Gymnopus peronatus* und *Hygrophoropsis fuscusquamulosa* kommen einerseits nicht in allen Flächen der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) vor, zum anderen auch nicht in der ungestörten Fläche 1.3 (sondern in den vom Borkenkäfer während der Bearbeitungszeit betroffenen Flächen 1.1 und 1.2).

Unter den Ektomykorrhizapilzen können mehr Arten als charakteristisch für Bestände mit lebender Baumschicht angegeben werden. Betrachtet man zusätzlich die Arten, die nur in der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) gefunden wurden (Tab. 37), so fällt die große Dominanz der Gattung *Cortinarius* auf. Von den insgesamt 29 nachgewiesenen *Cortinarius*-Arten kommen 25 in Variante 3 (Einzelstammnutzung) vor. 15 dieser 25 Arten wurden ausschließlich in Variante 3 nachgewiesen (Tab. 37), 8 Arten kommen nur in den Varianten 1 und 3 vor (Tab. 32), davon zeigen wiederum vier Arten eine Präferenz für Variante 3. Die übrigen zwei Arten kommen in drei Varianten vor, einmal in Variante 1, 3 und 4 (Tab. 29), im anderen Fall in Variante 1, 2 und 3 (Tab. 31), in beiden Fällen mit Präferenz für Variante 3. Insgesamt kommen nur 4 *Cortinarius* nicht in Variante 3 vor.

Die artenreiche Gattung *Cortinarius* meidet also offensichtlich die von Borkenkäferbefall bzw. Räumung betroffenen Flächen ohne intakte Baumschicht. Ein artenreiches Vorkommen der Gattung *Cortinarius* kann zudem als charakteristisch für die extensiv forstlich genutzten Bereiche des Bergmischwaldes des Nationalparks Bayerischer Wald gelten, da sie fast ausschließlich in Variante 3 auftreten. Auch die beiden nachgewiesenen Arten der Gattung *Phaeocollybia* (wie *Cortinarius* zur Familie der Cortinariaceae gehörend) wurden nur in Beständen der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) gefunden. Hierbei handelt es sich um seltene, naturschutzfachlich bedeutsame Arten, die in den Roten Listen Deutschlands (DGF & NABU 1992) und Bayerns (SCHMID 1990) enthalten sind. Aufgrund der großen

Anzahl von Arten, die ausschließlich in Variante 3 vorkommen, kann davon ausgegangen werden, dass die extensive Nutzung die Artenvielfalt erhöht.

Variante 2 („Borkenkäferbefall“) zeigt keine charakteristischen Arten, sondern nur Einzelnachweise, die sich zudem fast nur auf die Fläche 2.1 konzentrieren (Tab. 36). Fläche 2.3 zeigt keine einzige Art, die nur dort vorkommt, Fläche 2.1 nur eine einzige fimicole Art auf Wildschweinkot (*Psathyrella berolinensis*).

Für Variante 4 („Räumung“) sind zumindest das Auftreten der Gattungen *Coprinus*, *Melastiza* und *Scutellinia* kennzeichnend, die in den anderen Varianten gar nicht gefunden wurden. Die einzelnen Arten treten jedoch nur je auf einer Fläche auf, vor allem auf Fläche 4.2, die besonders viele tiefe, mit Wasser gefüllte Fahrspuren aufweist. Insbesondere die Funde der Gattungen *Melastiza* und *Scutellinia* stammen von solchen Strukturen. Da diese eine direkte Folge des Räumens sind, werden diese nischenbezogene Funde als charakteristisch für die Variante gewertet.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass nur Variante 3 („Einzelstammnutzung“) und sehr eingeschränkt Variante 4 („Räumung“) charakteristische eigene Arten bzw. Gattungen aufweisen. Für Variante 3 sind dies *Cortinarius* und *Phaeocollybia*, für Variante 4 *Coprinus* und *Scutellinia*. Unter den Saprobionten ist *Xerula radicata* als Zeiger für Bestände mit intaktem Baumbestand zu nennen.

(v) DCA und Clusteranalyse

Ähnlichkeiten im Arteninventar der untersuchten Flächen lassen sich neben einer Auswertung einzelner charakteristischer Arten auch mit Hilfe einer Korrespondenzanalyse analysieren. Mit Hilfe der DCA werden zudem die Korrelationen der Artenausstattung der Probeflächen mit Umweltparametern gesucht und überprüft. Hierzu wurden 48 unterschiedliche biotische und abiotische Umweltparameter erhoben (siehe Kap. 3). Das Arteninventar wurde auf vier Ebenen analysiert:

1. reine Präsenz/Absenz der Arten

2. Frequenzen der Arten (prozentuale Sichtung nach Begehungstagen)
3. Gattungen (Anzahl der Arten innerhalb der Gattungen)
4. Fruchtkörperzahlen großer, im Gelände eindeutig bestimmbarer Arten

Die Auswertung der ektotrophen und bodensaprobiontischen Großpilzflora von Beständen mit intakter Baumschicht im Vergleich zu Räumungs- bzw. Borkenkäferflächen ist bislang noch nicht erfolgt, weshalb ein Abgleich der Ergebnisse mit der vorliegenden Literatur nur bedingt erfolgen kann. Die Reaktionen von holzsaprotrophen Basidiomyzeten auf unterschiedliche Nutzungsintensität wurde von HAHN & BLASCHKE (2005) exemplarisch an einem Buchenwald Oberbayerns (Naturwaldreservat vs. Wirtschaftswald) mit Hilfe der DCA aufgezeigt.

Die Ergebnisse der DCA sind in den Abbildungen 21 bis 29 dargestellt. Der Borkenkäferbefall der Flächen 1.1 und 1.2 („Ungenutzt“) eröffnet die Möglichkeit, den Prozess der Anpassung des Arteninventars direkt nach einer außergewöhnlich großen Störung zu verfolgen.

- DCA des Gesamtarteninventars (Präsenz/Absenz, Abb. 22):

Die Probeflächen lassen sich in zwei Gruppen einteilen: die vier Flächen mit lebender Baumschicht (1.3, 3.1, 3.2, 3.3) setzen sich vom Rest der Flächen ab. Diese Auftrennung erfolgt auf der Primärachse und ist mit zwei Faktoren korreliert: „Altfichten lebend“ und „C/N-Verhältnis (Durchschnitt)“. Das Ergebnis entspricht der Erwartung, da bereits bei der Analyse der absoluten Artenzahlen sowie charakteristischer Arten (siehe oben) deutliche Unterschiede zwischen den Flächen mit lebender und denen mit abgestorbener oder geräumter Baumschicht nachzuweisen sind. Dies steht auch im Einklang mit anderen Untersuchungen, zumindest die Ektomykorrhizapilzflora betreffend (z.B. JONSEN et al. 2002, LUOMA et al. 2004). Der große Einfluss des Absterbens der Baumschicht bzw. das Entfernen derselben auf die Großpilzflora zeigt sich insgesamt deutlich.

Die schnelle Reaktion der Großpilzflora auf das Absterben der Baumschicht durch Borkenkäferbefall zeigt sich anhand der beiden betroffenen Flächen 1.1 und 1.2, die zu Beginn der Untersuchungszeit noch vital waren, während der Laufzeit der

Untersuchungen aber vom Borkenkäfer befallen wurden. In der DCA des Gesamtarteninventars sind beide bereits zu den Flächen der Variante 2 („Borkenkäferbefall“) gerückt (Abb. 21).

Die Flächen mit abgestorbener oder entfernter Fichtenbaumschicht spreizen sich hauptsächlich in Richtung der Sekundärachse auf. Mit dieser Verteilung korrelieren die Faktoren „Eingriffsindex“, „Stubbenindex“, „Pflanzliche Biomasse“ und in entgegengesetzter Richtung „Tanne/ha“. Die Anzahl der Tannen im Bestand kann somit lokal auch als Anzeiger von Naturnähe verwendet werden, da sie mit dem Eingriffsindex korrespondiert. Die Flächen der Variante 4 (Räumung) sind besonders weit gestreut, während sich die Flächen mit belassenem totem Baumbestand untereinander mehr ähneln (d.h. näher zueinander gruppieren). Abgesehen von Fläche 4.1 lässt sich dies direkt durch den Eingriffsindex erklären (z.B. unterschiedlich starke Einwirkung auf den Bestand bei der Räumung). Die pflanzliche Biomasse ist ein zusätzlicher Einflussfaktor.

- DCA des Arteninventars der ektomykorrhizabildenden Pilze (Präsenz/Absenz, Abb. 22):

Die Unterscheidung von Flächen mit lebendem Baumbestand von den Flächen mit abgestorbenem bzw. geräumtem Baumbestand fällt weniger deutlich aus (Abb. 22) als bei der Analyse des Gesamtarteninventars (Abb. 21). Die beiden Flächen 1.1 und 1.2 gruppieren wie auch bei Betrachtung des Gesamtarteninventars bei den übrigen Flächen mit abgestorbenem bzw. geräumtem Baumbestand.

Die beiden erklärenden Faktoren bezüglich der Primärachse des Ordinationsdiagramms sind wieder „Altfichten lebend“ und „C/N-Verhältnis (Durchschnitt)“. Die Korrelation des C/N-Verhältnisses zur Primärachse ist hier deutlicher ausgeprägt als beim Gesamtarteninventar. Fläche 4.2 weist auch innerhalb der Variante 4 das geringste C/N-Verhältnis für die Bodentiefen 0-5 cm und 5-10 cm auf. Fläche 4.1, die im Ordinationsdiagramm am weitesten von den Flächen mit lebendem Baumbestand abgesetzt erscheint, weist hier die höchsten Werte auf. Fläche 4.3, die zwischen 4.1 und 4.2 vermittelt, zeigt

entsprechend intermediäre Werte (in der Bodentiefe 0-5 cm näher an 3.1, in der Bodentiefe 5-10 cm näher an 4.2, siehe Tab. 8).

Die Auftrennung der Untersuchungsflächen bezüglich der Sekundärachse wird durch die durchschnittliche Basensättigung und deren Variationskoeffizienten erklärt. Eine Korrelation mit dem Eingriffsindex ist hier nicht gegeben. Kleine Unterschiede in der Nutzungsintensität („Ungenutzt“ vs. „Einzelstammnutzung“) in Form von Fahrspuren oder extensiver Baumentnahme zeigen also keinen Einfluss auf die Ähnlichkeiten der Arteninventare der Ektomykorrhizapilze.

- DCA des Arteninventars der Saprobionten (Präsenz/Absenz, Abb. 23):

REXER & OBERWINKLER (1998) machen auf den Einfluss von Absterbeereignissen (in diesem Fall Sturmwurf) der Baumschicht auf die streuzersetzenden Pilze aufmerksam. Eine Auswertung mit Hilfe multivariater Analysen (z.B. DCA) erfolgte jedoch nicht. Die in Abb. 23 gezeigte Korrelation der Anordnung der Untersuchungsflächen im Ordinationsdiagramm mit dem Faktor „Altfichten lebend“ bestätigt die Schlussfolgerungen von REXER & OBERWINKLER (1998). Der Faktor ist aber nicht so entscheidend wie bezüglich der Ektomykorrhizapilzflora bzw. des Gesamtarteninventars, in das die artenreiche Gruppe der Ektomykorrhizapilze deutlich eingeht. Vielmehr wird er durch andere Faktoren („Basensättigung“, „Variationskoeffizient des pH-Wertes“ und „Variationskoeffizient der krautigen pflanzl. Biomasse“) deutlich überlagert. Neben dem edaphischen Parameter der Basensättigung spielt also insbesondere die Inhomogenität der Untersuchungsflächen (Variationskoeffizienten) eine große Rolle.

Die einzelnen Varianten können weder hinsichtlich der Primär- noch der Sekundärachse aufgelöst werden. Dennoch setzen sich drei der vier Flächen mit lebendem Baumbestand hinsichtlich der Kombination beider Achsen von den übrigen Flächen ab. Fläche 3.2 („Einzelstammnutzung“) ordnet sich hingegen weit entfernt zu den übrigen Flächen mit lebendem Baumbestand im Ordinationsdiagramm (bezüglich der Primärachse) ein. Die Spreizung der Flächen bezüglich der Primärachse beinhaltet den höchsten Erklärungsgehalt der Ähnlichkeiten im Arteninventar. Mit der Primärachse korreliert einzig der Faktor „Variationskoeffizient

der krautigen pflanzl. Biomasse“, der für die Ektomykorrhizapilze keine Rolle spielt (Abb. 22). Die Inhomogenität der Krautschicht und damit die Ausbildung verschiedener kleinräumiger Strukturen hat größeren Einfluss auf saprobe Großpilze als auf die Mykorrhizapilze.

Es ist zu erwarten, dass sich die Arteninventare gerade der Räumungsflächen mit ihrer hohen Sukzessionsrate bezüglich der krautigen Pflanzen deutlich verändern werden. Die dargestellte Analyse der Arteninventare der Streuzersetzer stellt somit nur eine Momentaufnahme dar. Die von REXER & OBERWINKLER (1998: 237) gemachte Aussage „Die Streuzersetzer erweisen sich somit als hervorragende Bioindikatororganismen“ lässt sich unterstreichen. Die verhältnismäßig schwache Korrelation des Faktors der Inhomogenität der krautigen Pflanzen mit der Primärachse lässt weitere, in den hier aufgenommenen Umweltparametern nicht enthaltene Faktoren vermuten. Insbesondere bezüglich Kleinstrukturen sollten daher in Zukunft noch detailliertere Aufnahmen erfolgen (z.B. Mächtigkeit der Nadelstreu, Laubblattanteil in der Streu, Anteil an Reisig an der Streu, Anteil nackten Oberbodens usw.). Die Sukzession bezüglich der saproben Arten läuft offensichtlich rasch ab, da sich die Flächen 1.1 und 1.2 von den meisten anderen Flächen der Variante 1 und 3 absetzen.

- DCA bezüglich der Frequenzen (anstatt Präsenz/Absenz)

Um Arten, die regelmäßig fruktifizieren, daher mit höherer Wahrscheinlichkeit aufgefunden werden können und deren Ausbleiben auf anderen Flächen folglich einfacher zu detektieren ist, höher zu gewichten als nur sporadisch fruktifizierende Arten, wird auch die Frequenz des Auftretens bezüglich der Untersuchungsjahre für die DCA berücksichtigt. In den Grundsätzen ähnelt das Ergebnis dem der reinen Präsenz/Absenz-Auswertung.

Gesamtarteninventar (Abb. 24):

Die erklärenden Faktoren haben sich im Vergleich zu den anderen Auswertungen etwas verschoben. Freilich ist auch hier der Faktor „Altfichten lebend“ am stärksten als Erklärung ausgeprägt. Das C/N-Verhältnis wird bezüglich der Frequenzen (anstatt Präsenz/Absenz) in den Hintergrund gedrängt und durch die Basensättigung und den

Variationskoeffizient des pH-Wertes abgelöst (bezüglich der Primärachse). Die Auftrennung entlang der Sekundärachse wird durch den Variationskoeffizient der Basensättigung erklärt. Zwei der erklärenden Faktoren sind also kleinstrukturelle Merkmale der Untersuchungsflächen. In Bezug auf Bodeneigenschaften stellt sich wiederum die durchschnittliche Basensättigung als wichtiger erklärender Faktor heraus (siehe auch Abb. 22, 23).

Mykorrhizapilze (Abb. 25):

Die vitalen Bestände gruppieren auch hier getrennt von den abgestorbenen Beständen. Fläche 1.2 setzt sich hier aber bezüglich der Primärachse nicht von den übrigen Flächen mit lebendem Baumbestand ab. Bezüglich der Sekundärachse ist diese Fläche hingegen weit abgesetzt. Fläche 1.1 steht mitten unter den übrigen Borkenkäfer- bzw. Räumungsflächen. Dies zeigt deutlich, dass zumindest Fläche 1.2 gerade dabei ist, sich hinsichtlich ihres Arteninventars umzustellen. Bei Präsenz/Absenz-Auswertung steht sie bereits den übrigen Borkenkäfer- bzw. Räumungsflächen nahe, bei Gewichtung des Arteninventars bezüglich der Frequenz des Auftretens noch nicht. Es ist zu erwarten, dass sich dies in Zukunft auch bei den stetig fruktifizierenden Arten auswirken wird.

Saprobionten (Abb. 26):

Wie bereits bei der Präsenz/Absenz-Auswertung der Saprobionten (Abb. 23) ist eine Korrelation der Arteninventare mit dem Faktor „Altfichten lebend“ vorhanden, wenn auch ungleich schwächer als dies bei den mykorrhizabildenden Arten der Fall ist. Ein wichtiger Wirkungsfaktor ist auch bei Höhergewichtung frequenter Arten der Durchschnittswert der Basensättigung. In diesem Falle korreliert dieser sogar mit der am meisten erklärenden Primärachse. Hinzu kommen wieder kleinstrukturelle Heterogenitätsfaktoren wie „Variationskoeffizient des pH-Wertes“ und „Variationskoeffizient des C/N-Verhältnisses“. Der Variationskoeffizient der krautigen pflanzlichen Biomasse spielt hier jedoch keine Rolle (im Gegensatz zur reinen Präsenz/Absenz-Auswertung). Auf die häufigen und stetig fruktifizierenden Arten wirkt sich die Krautschicht bzw. deren Imhomogenität also nicht nennenswert aus.

Die Streuzersetzer reagieren nicht auf das unterschiedliche Lichtangebot der Probenflächen, sondern auf Bodeneigenschaften und den Faktor „lebende Bäume“.

Letzterer deutet auf Konkurrenz im Boden mit symbiontischen Pilzen hin, die durch das Ausfallen der Symbiosepartner absterben oder zumindest geschwächt werden.

- DCA auf Gattungsebene

Fasst man die Diversität der Probestellen auf Gattungsniveau zusammen, um ökologische Aussagen treffen zu können, setzt dies voraus, dass auch die Gattungen als Taxa an gewisse ökologische Rahmenbedingungen geknüpft sind. Nahe verwandte Arten können, müssen aber nicht ähnliche ökologische Präferenzen aufweisen. Bei den in dieser Studie untersuchten bodensaprotrophen und ektomykorrhizabildenden Pilzen ist die ökologische Präferenz hingegen meist einheitlich. So sind die Gattungen entweder rein saprob oder alle Arten bilden Ektomykorrhizen aus. Im Endeffekt wird so mit weniger, aber größeren Taxa gearbeitet, die typische Aussagen (z.B. *Cortinarius* → Ektomykorrhiza, typische Waldarten; *Clitocybe* → saprob, meist Waldarten; *Coprinus* → saprob, häufig Offenland) unterstreichen. Artenreiche Gattungen werden entsprechend hoch gewichtet, wenn sich die Einzelarten auf bestimmte Flächen bzw. Varianten beschränken.

Gesamtgattungsinventar (Abb. 27):

Die Auswertung über alle Gattungen hinweg zeigt ebenfalls eine starke Korrelation der Diversität der Flächen mit dem Faktor „Altfichten lebend“ hinsichtlich der Primärachse des Ordinationsdiagramms. Dem entsprechend sind die Flächen mit lebender Baumschicht im Ordinationsdiagramm von den übrigen Flächen mit abgestorbener Baumschicht (inkl. Fläche 1.1 und 1.2) abgesetzt. Fläche 1.1 und 1.2 stehen unter den vom Borkenkäfer beeinflussten Flächen wieder am nächsten zu denen mit lebender Baumschicht. Das C/N-Verhältnis spielt auf Gattungsebene offensichtlich keine Rolle. Für die Auftrennung in Richtung der Primärachse zeichnen dafür zusätzlich die Faktoren „Licht“ und „Variationskoeffizient des pH-Wertes“ verantwortlich. Für die Aufspreizung in Richtung der Sekundärachse finden sich die Faktoren „mittlere Basensättigung“ und „Fahrspuren Kategorie 3“ (= alte Fahrspuren) als erklärend für die Unterschiede im Gattungsinventar der Flächen. Variante 4 ist bezüglich der Sekundärachse deutlich aufgespreizt.

Gattungsinventar ektomykorrhizabildender Pilze (Abb. 28):

Bei dieser Auswertung zeigt sich eine große Lücke zwischen den Beständen mit abgestorbener Baumschicht und denen mit lebenden Altfichten bezüglich der Primärachse. Zudem fallen hier zum ersten Mal die Räumungsflächen nah zusammen, während zumindest zwei von drei Borkenkäferflächen deutlich von den Räumungsflächen abgesetzt sind (abgesehen von Fläche 2.3, die mit den Räumungsflächen zusammen fällt). Die beiden Flächen 1.1 und 1.2 stehen intermediär zwischen diesen beiden Clustern. Neben dem stärksten, erklärenden Faktor („Altfichten lebend“) zeichnen auf der Primärachse insbesondere das C/N-Verhältnis, in mindere Maße auch das Lichtangebot und der durchschnittliche Wassergehalt des Bodens verantwortlich. Der Faktor C/N-Verhältnis zieht sich durch alle Auswertungen der ektomykorrhizabildenden Pilze als starker, erklärender Faktor. Vergleicht man die Anordnung im Ordinationsdiagramm mit Tab. 8 (C/N-Verhältnis), so fällt auf, dass dieses wohl vor allem die Anordnung der Flächen der Varianten 2 und 4 untereinander bezüglich der Primärachse erklärt. Die bereits bei der Analyse des Arteninventares aufgestellten Aussagen bestätigen sich insgesamt auch bei Betrachtung der Gattungen. Es zeichnet sich ein deutlich klareres Bild als auf Artniveau ab. Mehrere Einflussfaktoren sind für die Anordnung der einzelnen Flächen verantwortlich. Bezüglich der Sekundärachse sind dies die Dichte einzelner Baumarten (v.a. Fichte und Tanne) sowie die Bestandesdichte an sich.

Gattungsinventar bodensaprobiontischer Pilze (Abb. 29):

Von allen Analysen finden sich hier die meisten und die am stärksten korrelierten erklärenden Einflussfaktoren für die Diversität der Untersuchungsflächen. Hierbei sind drei Gruppen von Faktoren zu unterscheiden. Einmal auf der Primärachse nutzungsbedingte Faktoren (Wegindex, Fahrspuren Kategorie 3 und krautige Biomasse) sowie mit dem Variationskoeffizienten des pH-Wertes ein Heterogenitätsfaktor der Flächen an sich. Dann in Richtung der Sekundärachse Faktoren, die mit der Eigenschaft „lebender Altbaumbestand, Wald“ zusammenhängen: „Bestandesgrundfläche/ha“, „Altfichten lebend“, „Buche/ha“, „Stammzahl insgesamt/ha“. Als dritte Gruppe entgegengesetzt korreliert sind das C/N-Verhältnis sowie als Heterogenitätsmaß der Variationskoeffizient desselben. Der Faktor „Licht“ liegt vermittelnd zwischen der ersten und dritten Gruppe der Faktoren. Es zeigt sich, dass sich auf Gattungsniveau anhand der saproben Pilze die Varianten

am besten definieren lassen. Einzig Variante 1 „Ungenutzt“ lässt sich auch hier nicht von Variante 3 („Einzelstammnutzung“) unterscheiden. Der Eingriffindex (Abb. 9) zeigt ebenfalls Überschneidungen bei der Bewertung der Flächen beider Varianten (1 und 3) untereinander. Auch nach 30 Jahren Aussetzens der Nutzung sind die Unterschiede im Nutzungsgrad noch zu gering, um sich hinsichtlich des Arteninventars auszuwirken. Die Nutzungsvorgeschichte ist zudem für die Streuzersetzer nicht entscheidend, da sie als Arten auf kurzlebigen Substrat schneller reagieren und stärkere Verbreitungstendenzen haben als langlebige Mykorrhizapilze.

Zusammenfassend kann festgehalten werden:

Jede der gewählten Auswertungsebenen der Diversität der Untersuchungsflächen erbrachte vergleichbare Ergebnisse. Der Umweltfaktor „Altfichten lebend“ ist innerhalb aller DCA (Abb. 21 bis 29) einer der am stärksten mit der Artenausstattung korrelierten Parameter.

Die Flächen der Variante 3 („Einzelstammnutzung“) und die Fläche 1.3 („Ungenutzt“) fallen meist zusammen. Die Varianten 1 und 3 sind anhand der Arteninventare nicht voneinander zu trennen. Dies bestätigt die Bewertung der Flächen beider Varianten anhand des Eingriffsindex. Trotz des Herausnehmens der Flächen aus der Nutzung sind die Spuren der früheren Eingriffe noch immer präsent, bzw. die Flächen mit Einzelstammnutzung zeigen entsprechend wenige neuere Eingriffe.

Für Mykorrhizapilze ist neben dem Faktor „Altfichten lebend“ das durchschnittliche C/N-Verhältnis die wichtigste Einflussgröße. Bestände mit abgestorbener Baumschicht haben ein höheres C/N-Verhältnis als intakte Bestände. Für symbiotische Pilze ist gerade die Vitalität ihres Symbiosepartners sehr wichtig. Für die bodensaprotrophen Arten ist das C/N-Verhältnis keine entscheidende Einflussgröße.

Eine Unterscheidung der Varianten 2 und 4 („Borkenkäferbefall“ bzw. „Räumung“) anhand der Präsenz/Absenz-Auswertung ist nicht möglich. Das Einbeziehen der Frequenzen der Arten erhöht den Informationsgehalt des zu analysierenden

Datensatzes. An Hand der Mykorrhizapilze (Abb. 25) ist so eine Trennung dieser beiden Varianten möglich. Die bodensaprotrophen Pilze zeigen unter Berücksichtigung der Frequenzen (Abb. 26) ein deutlicheres Bild als bei einer reinen Präsenz/Absenz-Auswertung.

Die Flächen 1.1 und 1.2 („Ungenutzt“, Borkenkäferbefall während der Projektlaufzeit) setzen sich bei jeder der gewählten Auswertungen deutlich von den Flächen mit lebendem Baumbestand (Variante 3 und Fläche 1.3) ab. Die Anordnung dieser beiden Flächen innerhalb des Ordinationsraumes der DCA differiert zwar in Abhängigkeit zur Auswertungsart, meist sind sie aber in der Nähe der Varianten 2 bzw. 4 angeordnet, so z. B. bei der Auswertung aller Pilzarten anhand ihrer Frequenz (Abb. 24). Hier stehen die Flächen 1.1 und 1.2 genau zwischen den ungestörten und den gestörten Beständen. Betrachtet man die Gattungen (Abb. 27), so sind diese Flächen näher bei den ungestörten Flächen angeordnet, besonders wenn die Mykorrhizapilze in Betracht gezogen werden (Abb. 26). Die Pilzflora reagiert also hinsichtlich der Arteninventare sehr rasch, wenn die Baumschicht durch Borkenkäferbefall betroffen wird. Dies betrifft sowohl Ektomykorrhizapilze wie auch Streuzersetzer. Die Streuzersetzer sollten daher auch bei zukünftigen Studien zur Auswirkung von Waldnutzung und natürlichen oder anthropogenen Störungen (Borkenkäferbefall als natürliche Störung, Räumung als drastische anthropogene Störung) berücksichtigt werden.

- Clusteranalyse

Die Ergebnisse der Clusteranalyse (Abb. 18-20) trennen die Untersuchungsflächen unabhängig von der Group-Linkage-Methode deutlich in zwei Hauptgruppen auf: (a) Bestände mit lebender Baumschicht zzgl. Fläche 1.1 und (b) übrigen Flächen (alle mit abgestorbener oder geräumter Baumschicht). Fläche 1.2, die wie Fläche 1.1 während der Untersuchungszeit durch Borkenkäferbefall die Altlichten-Baumschicht verlor, steht bezüglich der Clusteranalyse ihres Arteninventars bereits mitten in den Flächen mit abgestorbener Baumschicht. Die Varianten „Borkenkäferbefall“ und „Räumung“ sind anhand der Clusteranalyse nicht unterscheidbar bzw. grenzen sich nicht ab.

Zusammenfassende Bewertung

(1) Übergang von Einzelstammnutzung zu Räumung

Eine Räumung hat starke Auswirkungen auf abiotische und biotische Lebensbedingungen. Räumung verändert die Struktur, das Bestandesklima, insbesondere die Strahlung und das Bodengefüge durch Befahrung und Holzrücken. Das bedeutet, dass eine direkte Reaktion der Biozönose auf Räumung eintritt.

Es ist zwischen Bodensaprotrophen und Ektomykorrhizapilzen zu unterscheiden, die sich unterschiedlich verhalten:

- *Ektomykorrhizapilze* sind von Räumung stark betroffen, da sie nach dem Verlust der Symbiospartner absterben oder zumindest stark in ihrer Vitalität gemindert werden. Lebende Exemplare der Fichte als wichtiger Symbiosepartner vieler Pilze stehen nicht mehr oder nur sehr eingeschränkt zur Verfügung. Aus diesem Grund ist zunächst eine Verarmung der fichtenbevorzugenden Ektomykorrhizapilzflora zu erwarten. Arten, die neben der Fichte auch mit anderen Baumarten Mykorrhizen zu bilden vermögen, haben eine höhere Überlebenschance als solche, die direkt auf eine Baumart (die Fichte) angewiesen sind. Für letztere bieten sich nur die überlebenden Jungbäume als Partner an (Fichtenverjüngung ist auf allen untersuchten Räumungsflächen vorhanden).
- Die *bodensaprotrophen* Arten sind von der Räumung ebenfalls betroffen. Der Boden ist teilweise durch große Mengen an Rindenmulch und Holzhäckseln bedeckt. Auch ändert sich der Feuchtigkeitshaushalt des Bodens: Zum einen sinkt durch das Fehlen der Baumschicht die Evapotranspirationsrate, zum anderen ist das Strahlungsangebot größer und somit auch bei direkter Sonneneinstrahlung die Oberbodentemperatur erhöht. Insgesamt wird die Fläche zwar feuchter, kann aber episodisch im Hochsommer oberflächlich stärker austrocknen. Dies bedingt einen gewissen Artenrückgang an saprotrophen Arten. Neue Arten können sich jedoch leichter und schneller ansiedeln als in ungestörten Beständen, so z. B. Vertreter der Gattung *Coprinus*. Die sich rasch entwickelnde Pflanzenschicht ändert zudem schnell das Nischenangebot. So wird durch die üppig wachsende Himbeere (*Rubus*

idaeus) ein eigenes Kleinhabitat mit wieder deutlicher ausgeglichenerem Feuchtigkeitshaushalt und neuem Substratangebot (Blätter, Früchte, Ästchen) gebildet, das beispielsweise Arten der Gattung *Mycena* oder auch *Entoloma* und *Hymenoscyphus* besetzten.

Durch derartige Bestandesentwicklungseffekte und durch kleinräumige Nischenbildung wird einer Vielzahl von saprotrophen Arten ein neuer Lebensraum geschaffen. Zudem überlebt auch ein Teil der ursprünglichen Mykorrhizapilzflora.

Die Änderung der Großpilzflora beim Übergang von „Einzelstammnutzung“ zu „Räumung“ gliedert sich also in mehrere Stufen:

1. Unmittelbar nach Räumung: Die Mykorrhizapilze werden geschwächt und sterben bald ab bzw. werden in ihrer Fruktifikationsleistung stark eingeschränkt. Dieser Prozess verläuft sehr schnell.
2. Unmittelbare Wirkung der Räumung auf die saprotrophe Pilzflora: Indirekte Förderung wegen Konkurrenzschwächung der Mykorrhizapilze, Absterben von Arten wegen rascher Änderung der äußeren Bedingungen (→ Arten-Turnover). Schnelles Einspielen auf die neuen Verhältnisse.
3. Im Verlauf der Bestandesentwicklung bilden sich neue Nischen, die die langfristige Artenzunahme bei den Saprotrophen begünstigen. Dieser Prozess verläuft deutlich langsamer und ist direkt mit der Änderung der Gefäßpflanzenflora verknüpft. Der Deckungsgrad der Gefäßpflanzen, insbesondere von *Rubus idaeus*, spielt eine wichtige Rolle. Unter den geschlossenen Rubus-Patches siedeln sich viele saprotrophe Arten an, die einerseits die dort anfallende Streu zersetzen und andererseits von den ausgeglicheneren mikroklimatischen Bedingungen profitieren.
4. Als sehr langfristiger Prozess ist die weitere Entwicklung der Ektomykorrhizapilze zu sehen, die sich mit der langsamen Veränderung bzw. dem sich Wiederbilden der Baumschicht vollzieht. Dieser Prozess beansprucht einen Zeitraum von Jahrzehnten.

(2) Übergang von Ungenutzt zu Borkenkäferbefall

Der Borkenkäferbefall führt binnen weniger Wochen zur vollständigen Entnadelung der Fichten und damit verbunden zu einer erhöhten Streuauflage am Boden (5 bis 10 cm), was zu einer längerfristigen bodenchemischen Veränderung führt und insbesondere für Mykorrhizapilze nachteilig ist. In der Pilzzönose ergeben sich rasche Veränderungen, da vielen Mykorrhizierern unvermittelt der Symbiosepartner fehlt (s. oben) und damit die Lebensgrundlage. Pilzindividuen verschwinden, und es kommt zum lokalen Aussterben von Pilzarten. Viele Mykorrhizabildner werden zumindest geschwächt, bis ein neuer Wirt gefunden wird. Die ablaufenden Prozesse sind ähnlich den beschriebenen Wirkungen nach der Räumung des Bestandes. Die stehenden, abgestorbenen Bäume bewirken im Vergleich mit Räumungsflächen aber eine stärkere Beschattung. Die große, flächendeckende Menge anfallender grüner Nadelstreu hat zudem eine das Wachstum vieler Pilze hemmende Wirkung. Die Temperaturschwankungen im Bereich der Bodenoberfläche sind geringer als auf den Räumungsflächen. Dafür ist die Entfaltung der Biomasse (Deckungsgrad) der Bodenvegetation geringer. Es werden im Vergleich zur Räumungsfläche weniger neue Nischen eröffnet, die von neuen Arten besiedelt werden könnten. Insgesamt tritt ein Artenrückgang ein.

Überführung der Ergebnisse in die forstliche Praxis

Verschiedenste Interessengruppen stellen Ansprüche an den Wald und haben unterschiedliche Vorstellungen von einem Wald der Zukunft. Die Untersuchungen in diesem Projekt betreffen Aspekte der Nutzung des Waldes und des Naturschutzes im Wald: Forstwirtschaft im Rahmen einer naturnahen Bewirtschaftung, die natürliche Prozesse der Waldentwicklung in ihr Managementkonzept integriert und damit eine Nutzung und gleichzeitig einen langfristigen Fortbestand des Waldes ermöglicht.

Folgende Empfehlungen zur Erhaltung einer natürlichen Diversität im genutzten Wald können abgeleitet werden:

- Für das vitale Nachwachsen der Bäume, das über mehrere Generationen gesichert werden soll, um dem Nachhaltigkeitsanspruch zu genügen und die heimischen Wälder als ein naturnahes Ökosystem erhalten zu können, ist es unabdingbar, dass der Reichtum der symbiontischen Pilzflora als Ernährer des

Waldes erhalten bleibt. Um das Symbiosebett im Boden, das Netzwerk unterschiedlichster Mykorrhizapilze, zu erhalten, muss darauf geachtet werden, dass die Mykorrhizapilze im Falle großflächiger Störungen genügend Ausweichmöglichkeiten bezüglich ihrer Symbiosepartner haben und dass das Netzwerk so zumindest größtenteils oder wenigstens teilweise erhalten bleiben kann. Dies trifft in erster Linie beim Vorhandensein einer vitalen und flächigen Verjüngung zu, die in ihrer Artenverteilung dem Altbestand zumindest annähernd entsprechen sollte, und bei Ausfall einzelner Baumarten des Altbestandes als Symbiosepartner für die Pilze weiterhin zur Verfügung steht.

- Dies erfordert eine ausgewogene Baumartenmischung, die standorttypisch oder zumindest an den Standort angepasst sein sollte. In Bezug auf den Wirtschaftswald zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Studie deutlich, dass es für das Symbiosebett weniger nachteilig ist, bei einem flächigen Borkenkäferbefall, die Altbaumschicht unverzüglich zu räumen (wenn genügend Verjüngung im Unterstand vorhanden ist) und so eine großflächige Bodenbedeckung durch grüne Nadelstreu zu vermeiden, als ein Belassen der abgestorbenen Baumschicht im Bestand. Soll der Eingriff des Menschen möglichst gering gehalten werden, die abgestorbenen Bäume also belassen werden, so könnte beispielsweise durch Abtransport dieser Streu oder durch punktuellen Konzentrieren dieser Streu auf den Flächen eine nachteilige Auswirkung auf das Symbiosenetz der Ektomykorrhiza bildenden Pilze reduziert werden. Bodenstörungen durch Befahren der Fläche zeigen, wenn diese maßvoll ausfallen, keinen großen, schädlichen Einfluss auf die Mykorrhizapilzflora. Sie können den Artenreichtum durch das Eröffnen neuer Nischen (z.B. Aufgliederung in kleinere Strukturen, unterschiedliche Feuchtigkeitsgrade usw.) vergrößern.
- Forstliche Nutzung in Form punktueller bis kleinflächiger Eingriffe (z.B. Femelschlag) hat sich in Bezug auf die Boden bewohnenden Großpilze als nicht oder nur geringfügig unterschiedlich auswirkend im Vergleich zu Referenzflächen mit länger zurück liegender Beendigung der Nutzung herausgestellt. Diese Nutzungsform hat somit keinen bzw. nur geringen Einfluss auf die naturnahe Diversität der Boden bewohnenden Großpilze. Diese Nutzungsform kann somit als nachhaltig und naturnah bezeichnet und entsprechen empfohlen werden.

8 Zusammenfassung

Als numerisches Maß für den anthropogenen Eingriff (auch historische im Vergleich zu aktuellen Eingriffen) wurde der Eingriffsindex entwickelt (siehe Kapitel 4) und für die 12 Untersuchungsflächen in den vier Varianten berechnet. Damit steht ein Werkzeug zur Verfügung, den anthropogenen Eingriff für jede einzelne Untersuchungsfläche zu quantifizieren. Die Diversität der naturnäheren Untersuchungsflächen, die „natürliche Diversität“, wird als Referenzwert genutzt, und mit der Diversität naturfernerer Untersuchungsflächen verglichen. Der Eingriffsindex zeigt zwischen den Varianten „Ungenutzt“, „Einzelstammnutzung“ und „Borkenkäferbefall“ keine großen Unterschiede. Die Räumungsflächen dagegen sind mit einem höheren Eingriffsindex deutlich abgesetzt (siehe Kapitel 4.2.3). Zwischen den übrigen Varianten gibt es Überschneidungen, aber tendenziell haben genutzte Flächen einen höheren Eingriffsindex.

- Die Variante „Einzelstammnutzung“ unterscheidet sich in der Artenausstattung und im Artenreichtum bezüglich der bodensaprotrophen und mykorrhizabildenden Pilzflora kaum von Flächen der Variante „Ungenutzt“. Die Auswirkung der Einzelstammnutzung ist gering. Die Naturnähe dieser Nutzungsform kann daher bestätigt werden. Für beide Varianten ist typisch, dass der Anteil der Mykorrhizapilzarten an den Boden bewohnenden Großpilzen mit über 60% sehr hoch ist.

Es lässt sich also herausstellen: Einzelstammgenutzte Bestände haben bezüglich der hier untersuchten Pilzzönosen einen relativ hohen Natürlichkeitsgrad.

- Bei starkem und rasch verlaufendem menschlichem Einfluss (Räumung der Flächen) werden großräumig die Symbiosepartner der Mykorrhizapilze entfernt. Die meisten Mykorrhizapilze können überleben, da sie mit der verbleibenden Verjüngung oder stehen gelassenen Einzelbäumen in Verbindung stehen. Der prozentuale Anteil der Mykorrhizapilze geht jedoch auf knapp unter 50% zurück. Die insgesamt nachgewiesene Artenzahl (siehe Tab. 41) geht hingegen nur verhältnismäßig wenig zurück. Es siedeln sich

somit manche saprotrophen Arten neu an, die typisch für Flächen in Sukzession oder direkte Störungszeiger sind. Die in kurzer Zeit entstehende Heterogenität der Flächen, z.B. durch partiell hohen Deckungsgrad der Vegetation (insbesondere *Rubus idaeus*) erhöht neben den bei der Räumung entstehenden direkten Störungen (Fahrspuren, Brandstellen etc.) die Anzahl an Nischen und ändert so die Standorteigenschaften.

- Bei einer starken und sehr schnell verlaufenden natürlichen Störung in Form von großflächigem Befall fichtenreicher Bestände durch *Ips typographus* und damit verbundenem Absterben der Fichtenbaumschicht geht der Artenreichtum bodenbewohnender Großpilze deutlich stärker als bei den anthropogen geräumten Flächen zurück. Der prozentuale Anteil an Mykorrhizapilzen geht hier besonders stark zurück und sinkt unter 30%, zumindest bei großflächigen Störungsflächen ohne Randeffekte (Durchdringung der Störungsfläche durch vitale Wurzeln lebender Altbäume, die am Rand der Störungsfläche stehen und nicht von *Ips typographus* befallen wurden). Dieses Ergebnis ist unerwartet, da anzunehmen war, dass die großen Störungen, die eine anthropogene Räumung der Flächen im Bereich des Bodens (z.B. Fahrspuren, tiefgründiges Durchmischen der Bodenhorizonte mit verbundenen Schädigungen der Wurzeln der übrigen, lebenden Bäumen und der Verjüngung) sich besonders negativ auf Mykorrhizapilze auswirken müssten. Es wurde angenommen, dass bei der natürlichen Störung durch den Borkenkäfer, die ebenfalls die Altbäume als Symbiosepartner ausschaltet, aber keinerlei mechanischen Einfluss auf den Boden bewirkt, mehr Mykorrhizapilze beispielsweise an der Verjüngung überleben sollten, als auf den vergleichbaren Räumungsflächen. Als Hauptursache wird die fungizide Wirkung der grünen Nadelstreu, die in den Borkenkäferbeständen flächendeckend, auf den Räumungsflächen nur punktuell wirkt, gesehen. Dieser für das Wachstum von Mykorrhizapilze hemmende Faktor wirkt sich stärker aus als dies im Fall mechanischer Störungen des Menschen auf den Räumungsflächen der Fall ist.

Es lässt sich also herausstellen: bei großflächigem Befall fichtenreicher Bestände durch *Ips typographus* und damit verbundenem Absterben der

Fichtenbaumschicht geht der Artenreichtum bodenbewohnender symbiontischer Großpilze besonders deutlich zurück.

Die Auswirkung der natürlichen Störung durch Borkenkäferbefall konnte direkt auf zwei Flächen der Variante „ungenutzt“ beobachtet werden, da während der Bearbeitungszeit die Baumschicht dieser beiden Flächen abstarb. Die Reaktion der Pilzzönose erfolgt sofort, was durch einen Vergleich der Artenausstattungen aller untersuchter Flächen mittels der Korrespondenzanalyse (DCA) belegt wird. Die beiden betroffenen Flächen, die bei den ersten Aufnahmen noch die Artenausstattung ungenutzter Bestände aufwiesen (welche durch die kürzere Untersuchungszeit nur teilweise erhoben werden konnte), sind im Ordinationsdiagramm der DCA bereits deutlich in Richtung der Flächen der Varianten „2“ (Borkenkäferbefall) und „4“ (Räumung) verschoben.

Für Veränderungen der Diversität im Zuge forstwirtschaftlicher Maßnahmen ist die Intensität der Eingriffe entscheidend: Erst wenn eine gewisse Eingriffsintensität überschritten wird, wie auf Räumungsflächen, ergeben sich deutliche Veränderungen. Das System reagiert auf geringen Eingriff nur schwach, zeigt aber eine starke Reaktion, wenn ein Schwellenwert überschritten wird. Unterhalb des Schwellenwerts liegt die Änderung der Diversität innerhalb der Spanne der natürlichen Diversität. Forschungsbedarf besteht dahingehend, derartige Schwellenwerte genauer zu ermitteln (z.B. für weitere Eingriffsformen) und auch für andere Waldökosysteme, z. B. für das Galio odorati- und das Hordelymo-Fagetum, zu bestimmen.

9 Danksagung

Prof. Dr. Fischer (Freising) und Prof. Dr. Agerer (München) sei für die fachliche Betreuung und die anregenden Diskussionen im Rahmen dieser Studie gedankt. Weiterer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Schopf, Herrn Dr. Dr. Abs und Herrn Dr. Gruppe (jeweils Freising) für die Zusammenarbeit und vielfältige Diskussionen im Rahmen des Gesamtprojektes. Besonderer Dank gilt Frau Dr. Liepold (Freising) und Herrn Dr. Meyer (Freising), die im Rahmen des Gesamtprojektes die Bereiche „Käfer“ und „Gefäßpflanzen“ bearbeitet haben. Die gute Zusammenarbeit, der fachliche Austausch und das gemeinsame Erheben und Auswerten der Umweltparameter der Probeflächen haben zu einem großen Anteil an der erfolgreichen Durchführung des Projektes beigetragen. Herrn Dr. Rall (Grafenau) und den Mitarbeitern der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald sei für Hilfe bei der Auswahl der Probeflächen, fachliche Diskussionen und die Sammel- und Betretungsgenehmigung im Nationalpark gedankt. Frau Bentele (Langweid) sei für die kritische Durchsicht des Manuskripts, reichhaltige Diskussionen und Anmerkungen gedankt. Die mathematische Grundlage der Anpassung einer optimalen Hyperbel an die Beobachtungsdaten mit Hilfe der kleinsten Fehlerquadrate sowie der Fehlerrechnung erfolgte dankenswerterweise durch Prof. Dr. Leha (Passau).

10 Literatur

- AG BODEN (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Nachdruck, Hannover.
- AGERER R. (1985) Zur Ökologie der Mykorrhizapilze. *Bibl. Mycol.* 97: 1-160.
- AGERER R. (1987-2002, ed.) *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*. 1st-12th del., Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd.
- AGERER R. (1997) *Entoloma sinuatum* (Bull.: Fr.) Kummer + *Salix* spec. *Descr. Ectomyc.* 2: 13-18.
- ALBERT T. & FRAITURE A. (1998) Recherches mycocoenologiques au bois de la Lauzelle (Ottignies-Lou-vain-la Neuve, Belgique). *Belg. J. Bot.* 131 : 225-236.
- ANTONÍN V. & NOORDELOOS M.E. (1993) A Monograph of *Marasmiellus*, *Collybia* and related genera in Europe. Part 1: *Marasmius*, *Setulipes*, and *Marasmiellus*. *Libri Botanici* 8: 1-229. IHW-Verlag, Eching.
- ANTONÍN V. & NOORDELOOS M.E. (1997) A Monograph of *Marasmiellus*, *Collybia*, and related genera in Europe. Part 2: *Collybia*, *Gymnopus*, *Rhodocollybia*, *Crinipellis*, *Chaetocalathus*, and additions to *Marasmiellus*. *Libri Botanici* 17: 1-256. IHW-Verlag, Eching.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996) Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl., 352 S., Eching b. München.
- BAAR J. & KUYPER T.W. (1993) Litter Removal in Forests and Effects on Mycorrhizal Fungi. In: PEGLER D.N., BODDY L., ING B. & KIRK P.M. (eds) *Fungi of Europe: Investigation, Recording and Conservation*: 275-286. Royal Botanic Gardens, Kew.
- BAAR J., OZINGA W.A., SWEERS I.L. & KUYPER T.W. (1994) Stimulatory and inhibitory effects of needle litter and grass extracts on the growth of some ectomycorrhizal fungi. *Soil. Biol. Biochem.* 26(8): 1073-1079.
- BADER P., JANSSON S., & JONSSON B.G. (1995) Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72: 355-362.
- BALLARD T.M. (2000) Impact of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 37-42.
- BASSO M.T. (1999) *Lactarius* Pers. *Fungi Europaei* 7: 1-845. Mykoflora, Alassio.

- BAUBERGER W. (1977a) Geologische Karte von Bayern 1:25000 - Nationalpark Bayerischer Wald. – Bayerisches geologisches Landesamt München.
- BAUBERGER W. (1977b) Nationalpark Bayerischer Wald – Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25000, Blatt 7046 Spiegelau und 7047 Finsterau. Bayerisches geologisches Landesamt München.
- BAUER M.L. (2002) Walddynamik nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Dissertation am Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München.
- BITTERLICH W. (1948) Die Winkelzählprobe. AFHZ: 3-5.
- BON M. (1992) Hygrophoraceae. Die Großpilze von Europa 1. IHW-Verlag, Eching.
- BRADBURY S.M. (1998) Ectomycorrhizae of lodgepole pine (*Pinus contorta*) seedlings originating from seed in southwestern Alberta cut blocks. Canad. Journ. Bot. 76: 213-217.
- BRADBURY S.M., DANIELSON R.M. & VISSER S. (1998) Ectomycorrhizas of regenerating stands of lodgepole pine (*Pinus contorta*). Canad. Journ. Bot. 76: 218-227.
- BRANDRUD T.E., LINDSTRÖM H., MELOT J. & MUSKOS S. (1990-1998) *Cortinarius* Flora Photographica Vol. 1-4. Cortinarius HB, Matfors.
- BREITENBACH J. & KRÄNZLIN F. (1984) Pilze der Schweiz Band 1. Ascomyceten. Mykologia, Luzern.
- BREITENBACH J. & KRÄNZLIN F. (1986) Pilze der Schweiz Band 2. Nichtblätterpilze. Heterobasidiomycetes, Aphyllophorales, Gastromycetes. Mykologia, Luzern.
- BREITENBACH J. & KRÄNZLIN F. (1991) Pilze der Schweiz Band 3. Röhrlinge und Blätterpilze 1. Teil. Strobilomycetaceae und Boletaceae, Paxillaceae, Gomphidiaceae, Hygrophoropsidaceae, Tricholomataceae, Polyporaceae (lamellige). Mykologia, Luzern.
- BREITENBACH J. & KRÄNZLIN F. (1995) Pilze der Schweiz Band 4. Blätterpilze 2. Teil. Entolomataceae, Plutaceae, Amanitaceae, Agaricaceae, Coprinaceae, Bolbitiaceae, Strophariaceae. Mykologia, Luzern.
- BREITENBACH J. & KRÄNZLIN F. (2000) Pilze der Schweiz Band 5. Blätterpilze 3. Teil. Cortinariaceae. Mykologia, Luzern.
- CANDUSSO M. (1997) Hygrophorus s.l. Fungi Europaei 6: 1-784. Libreria Basso, Alassio.

- COLWELL R.K. & CODDINGTON J.A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345:101-118.
- DAHLBERG A. (1991) Ectomycorrhiza in coniferous forest: structure and dynamics of populations and communities. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Upsala.
- DAHLBERG A. (2002) Effects of Fire on Ectomycorrhizal Fungi in Fennoscandian Boreal Forests. *Silva Fennica* 36(1): 69-80.
- DGFM & NABU (1992) Rote Liste der gefährdeten Großpilze in Deutschland. IHW-Verlag, Eching.
- EDMAN M., GUSTAFSSON M., STENLID J. & ERICSON L. (2004a) Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient – responses to habitat loss and isolation? *Oikos* 104: 35-42.
- EDMAN M., GUSTAFSSON M., STENLID J., JONSSON B.G. & ERICSON L. (2004b) Spore deposition of wood-decaying fungi: importance of landscape composition. *Ecography* 27: 103-111.
- EDMAN M., KRUYSS N. & JONSSON B.G. (2004c) Local dispersal sources strongly affect colonization patterns of wood-decaying fungi on spruce logs. *Ecological Applications* 14: 893-901.
- EGLI S., AYER, F. & CHATELAIN F. (1997) Die Beschreibung der Diversität der Makromyzeten. Erfahrungen aus pilzökologischen Langzeitstudien im Pilzreservat La Chanéaz, FR. *Mycol. Helv.* 9(2): 19-32.
- EINHELLINGER A. (1990) *Russula*-Monographie Romagnesis. Zum Studium von Täublingen unentbehrliche Schlüssel und Tabellen aus der *Russula*-Monographie Romagnesis unter Berücksichtigung der Ergänzungen Romagnesis von 1985 und 1987. IHW-Verlag, Eching.
- ELLING W., BAUER E., KLEMM G. & KOCH H. (1987) Klima und Böden – Waldstandorte. Wissenschaftliche Schriftenreihe, Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- FAITH D.P., MINCHIN P.R. & BELBIN L. (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.
- FISCHER A. (1998, Hrsg.) Die Entwicklung von Waldzönosen nach Sturmwurf. 427 S. Ecomed-Verlag.

- FISCHER A. (2003) Forstliche Vegetationskunde. 3. Aufl., 421 S. Eugen Ulmer-UTB, Stuttgart.
- FISCHER A., AGERER R., SCHOPF R., HAHN C., LIEPOLD K. & MAYER P. (2002) Prozesse der Herausbildung einer natürlichen Diversität im Vergleich ungenutzter und genutzter Wälder im Nationalpark Bayerischer Wald und seinem forstlich genutzten Umfeld. BMBF Forschungsprogramm „Forschen für die Umwelt – Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“, unver. Projektbericht.
- GMINDER A. (2001) *Clitocybe* (Fries) Staude 1857. In: KRIEGLSTEINER G.J. & GMINDER A. (Hrsg.) Die Großpilze Baden-Württembergs Band 3: 152-196.
- GROVEN R., ROLSTAD J., STORAUNET K.O. & ROLSTAD E. (2002) Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late-successional species. *Forest Ecology and Management* 164: 39-55.
- GULDEN G., HØILAND K., BENDIKSEN K., BRANDRUD T. E., FOSS B. S., JENSSEN H. B. & LABER D. (1992) Macromycetes and air pollution. *Mycocoenological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe*. *Bibliotheca Mycologica* 144: 1-81.
- HAGERMANN S.M., JONES M.D., BRADFIELD G.E. & SAKAKIBARA S. (1999) Ectomycorrhizal colonization of *Picea engelmannii* x *Picea glauca* seedlings planted across cut blocks of different sizes. *Canadian Journ. of Forest Research* 29: 1856-1870.
- HAHN C. & BLASCHKE M. (2005) Ökologische Studie von Rindenpilzen und Porlingen an Totholz in einem Naturwaldreservat und forstlich bewirtschafteten Vergleichsflächen. *Allg. Forst- u. J-Ztg.* 176(9/10): 161-169.
- HANSEN L. & KNUDSEN H. (1992) *Nordic Macromycetes vol. 2. Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales*. Nordsvamp, Copenhagen.
- HANSEN L. & KNUDSEN H. (1997) *Nordic Macromycetes vol. 3. Heterobasidioid, aphylophoroid and gastromycetoid Basidiomycetes*. Nordsvamp, Copenhagen.
- HANSEN L. & KNUDSEN H. (2000) *Nordic Macromycetes vol. 1. Ascomycetes*. Nordsvamp, Copenhagen.
- HÄRTER E. (1987) *Wahrscheinlichkeitsrechnung, Statistik und mathematische Grundlagen*.
- HARVEY A.E., JURGENSEN M.F. & LARSEN M.J. (1980) Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. *Canadian Journ. of Forest*

- Research 25: 350-358.
- HEILMANN-CLAUSEN J. & CHRISTENSEN M. (2003) Fungal diversity on decaying beech logs: Implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation* 12 (5): 953-973.
- HEILMANN-CLAUSEN J., VERBEKEN A. & VESTERHOLT J. (1998) The genus *Lactarius*. *Fungi of Northern Europe* 1-287. Svampetryk, Mundelstrup.
- HENNINGSSEN, D. & KATZUNG, G. (1998) Einführung in die Geologie Deutschlands. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- HEURICH M., REINELT A. & FAHSE L. (2001) Die Buchdruckermassenvermehrung im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (ed.) Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Passavia Druckservice, Passau, 9-47.
- HÖGBERG N. & STENLID J. (1999) Population genetics of *Fomitopsis rosea* – a wood-decaying fungus of the old-growth European Taiga. *Molecular Ecology* 8: 703-710.
- HØILAND K. & BENDIKSEN E. (1997) Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, Central Norway. *Nordic. J. Bot.* 16: 643-659.
- HONOLD A. & OBERWINKLER F. (1998) Pilze im Totholz. S. 214-226. In FISCHER A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Waldzönosen nach Sturmwurf. 427 S. Ecomed-Verlag.
- HUBER F.X. (1928) Hilfstabellen für Bedienstete des Forst- und Baufachs und auch für Ökonomen zur leichten und schnellen Bestimmung des Massengehaltes roher Holzstämmen. München.
- JÄDERLUND A., ZACKRISSON O., DAHLBERG A. & NILSSON M.-C. (1997) Interference of *Vaccinium myrtillus* on establishment, growth, and nutrition of *Picea abies* seedlings in a northern boreal site. *Can. J. For. Res.* 27: 2017-2025.
- JONES M.D., DURALL D.M. & CAIRNEY J.W.G. (2003) Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist* 157: 399-422.
- JONSSON B.G. & JONSELL M. (1999) Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 8: 1417-1433.

- JÜLICH W. (1984) Die Nichtblätterpilze, Gallertpilze und Bauchpilze. In: GAMS H. (Hrsg.) Kleine Kryptogamenflora Band IIb/1, Basidiomyceten, 1. Teil. Gustav Fischer, Stuttgart.
- KOIDIE R.T., SUOMI L., STEVENS C.M. & McCORMICK L. (1998) Interactions between needles of *Pinus resinosa* and ectomycorrhizal fungi. *New Phytol.* 140: 539-547.
- KORPEL Š. (1995) Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KRIEGLSTEINER G.J. (1991a) Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands (West). Band 1: Ständerpilze. Teil a: Nichtblätterpilze. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRIEGLSTEINER G.J. (1991b) Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands (West). Band 1: Ständerpilze. Teil B: Blätterpilze. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRIEGLSTEINER G.J. (2000a) Die Großpilze Baden-Württembergs Band 1. Allgemeiner Teil, Ständerpilze: Gallert-, Rinden-, Stachel- und Porenpilze. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRIEGLSTEINER G.J. (2000b) Die Großpilze Baden-Württembergs Band 2. Ständerpilze: Leisten-, Keulen-, Korallen- und Stoppelpilze, Bauchpilze, Röhrlings- und Täublingsartige. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRIEGLSTEINER G.J. & GMINDER A. (2001) Die Großpilze Baden-Württembergs Band 3. Ständerpilze: Blätterpilze I. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRIEGLSTEINER G.J. & GMINDER A. (2003) Die Großpilze Baden-Württembergs Band 4. Ständerpilze: Blätterpilze II. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRUSKAL W.H. & WALLIS W.A. (1952) Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Amer. Stat. Ass.* 47: 583-621.
- KRUYS N., FRIES C., JONSSON B.G., LÄMÄS T. & STÄHL G. (1999) Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway Spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Can. Journ. of Forest Research* 29: 178-186.
- KRUYS N. & JONSSON B.G. (1999) Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Can. Journ. of Forest Research* 29: 1295-1299.
- LEIBUNDGUT H. (1959) Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schweiz. Zeitschrift f. Forstwesen* 110: 111-124.
- LINDBLAD I. (1998) Wood-inhabiting Fungi on fallen logs of Norway Spruce: Relations to forest management and substrate quality. *Nord. Journ. of Botany* 18: 243-255.

- LINDGREN M. (2001) Polypore (Basidiomycetes) species richness and community structure in natural boreal forests of NW Russian Karelia and adjacent areas in Finland. *Acta Botanica Fennica* 170: 1-41.
- LFW (2004) Wasserwirtschaftliches Gutachten für den Nationalpark Bayerischer Wald. Herausgegeben vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (LFW).
- LUOMA D.L., EBERHART J.L., MOLINA R. & AMARANTHUS M.P. (2004) Response of ectomycorrhizal fungus sporocarp production to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 202: 337-354.
- LUSCHKA N. (1993) Die Pilze des Nationalparks Bayerischer Wald im bayerisch-böhmischen Grenzgebirge. *Hoppea* 53: 5-363.
- MALLIK A.U. & ZHU H. (1995) Overcoming allelopathic growth inhibition by mycorrhizal (sic) inoculation. In: INDERJIT DAKKSHINI K.M.M. & EINHELLIG F.A. (Eds.): *Allelopathic organisms, processes, and applications*. Washington DC, American Chemical Society. 39-57.
- MCCUNE B. & MEFFORD M.J. (1999) PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, OR.
- MLECZKO P. (2004) *Rhodocollybia butyraceae* (forma *butyraceae*) x *Pinus sylvestris*. *Descr. Ectomyc.* 7/8: 101-108.
- MOSER M. (1983) Die Röhrlinge und Blätterpilze. In: GAMS H. (Hrsg.) *Kleine Kryptogamenflora Band IIb/2, Basidiomyceten, 2. Teil*. Gustav Fischer, Stuttgart.
- NOORDELOOS M.E. (1992) *Entoloma* s.l. *Fungi Europaei* 5: 1-760. Giovanna Biella, Saronno.
- NOORDELOOS M.E. (1994) Bestimmungsschlüssel zu den Arten der Gattung *Entoloma* (Rötlinge) in Europa. IHW-Verlag, Eching.
- NORDÉN B., RYBERG M., GÖTMARK F. & OLAUSSON B. (2004) Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1-10.
- NÜBLEIN S., FAIßT G., WEIßBACHER A., MORITZ K., ZIMMERMANN L., BITTERSÖHL J., KENNEL M., TROYCKE A. & ADLER H. (2000) Zur Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1999. *Berichte aus der LWF* Nr. 25.
- NUSS I. (1999): Mykologischer Vergleich zwischen Naturschutzgebieten und Forstflächen am Beispiel von zwei Naturschutzgebieten (Mittelsteighütte, Ludwigshain) und zwei Forstflächen (Schrödelhütte, Rotmarter) in Bayern.

Libri Botanici 18, IHW-Verlag.

- OHLSEN M., SÖDERSTRÖM L., HÖRNBERG G., ZACKRISSON O. & HERMANSSON J. (1997) Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221-231.
- PENTTILÄ R. (2004) The impacts of forestry on polyporous fungi in boreal forests. Dissertation an der Universität von Helsinki, Dep. of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences.
- PENTTILÄ R., SIITTONEN J. & KUUSINEN M. (2004) Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271-283.
- PETRINI C., BARLUZZI C. & DE DOMINICIS W. (1989) Mycocoenological research on evergreen oak woods in the hills adjacent the Maremma coastline (NW of Grosseto, Italy). *Phytocoenologia* 17: 289-306.
- PLACHTER H., KILL J., VOLZ K.-R., HOFMANN F. & MEDER R. (2000) Waldnutzung in Deutschland – Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung. Materialien zur Umweltforschung des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen Nr. 35, Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- PRIETZEL J. & KÖLLING C. (1999) Ein einfaches Routineverfahren zur Beurteilung des Remobilisierungspotentials von Waldböden für Sulfat-Schwefel aus atmosphärischen Einträgen. *Forstw. Cbl.* 118: 329-344.
- PRZYBILLA M. (1993) Zur Regeneration der Fichte (*Picea abies*) in den Altholzbeständen der Hochlagen des Nationalparks „Bayerischer Wald“. – Unveröff. Diplomarbeit, Albert-Ludwig-Universität Freiburg. 108 pp.
- REDEUILH G. (1997) Novitates – *Xerocomus ripariellus* (sp. nov.). *Doc. Mycol.* 26(104): 30-31.
- RALL H. (1995) Die Wälder im Nationalpark Bayerischer Wald: Von forstlicher Prägung zur natürlichen Entwicklung. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (ed.) 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Passavia Druckerei, Passau, 9-57
- RENVALL P. (1995): Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1-51.

- REXER K.-H., KOTTKE I., EBERHARDT U., WALTER L. & OBERWINKLER F. (1998) Das Mykorrhizapotentiale auf Sturmwurfflächen und seine Bedeutung für die Bestandesregeneration. S. 94-112. In: FISCHER A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Waldzönosen nach Sturmwurf. 427 S. Ecomed-Verlag.
- REXER K.-H. & OBERWINKLER F. (1998) Streuzersetzende Pilze auf Sturmwurfflächen. S. 227-237. In: FISCHER A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Waldzönosen nach Sturmwurf. 427 S. Ecomed-Verlag.
- ROBERTS D.W. (1986) Ordination on the basis of fuzzy set theory. *Vegetatio* 66:123-31.
- ROBINSON R.K. (1972) The production by roots of *Calluna vulgaris* of a factor inhibitory to growth of some mycorrhizal fungi. *Journ. of Ecology* 60: 219-224.
- ROLSTAD J., SAETERSDAL M., GJERDE I. & STORAUNET K.O. (2004) Wood-decaying fungi in boreal forests: are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biological Conservation* 117: 539-555.
- SCHLECHTE G.B. (1998): Weißfäulegesellschaften an Buchenholz nach Eisbruch in der NWZ 61 „Ochsenberg“ – ein Vergleich zwischen den Jahren 1990 und 1998. – In: NUA (Hrsg.): Seminarbericht 4: Buchen-Naturwaldreservate – Unsere Urwälder von morgen (2. Auflage).
- SCHLECHTE G.B. (2002): Sukzession holzerstörender Pilze auf der Sturmwurffläche. In: WILLIG (Wiss. Koord.). Naturwaldreservate in Hessen 8. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf. Mitt. d. Hessischen Landesforstverwaltung 38: 61–78.
- SCHMID H. (1990) Rote Liste gefährdeter Großpilze Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 106, Beiträge zum Artenschutz 14: 1-138. IHW-Verlag, Eching.
- SCHMITT J.A. (1999) Neues zum Informationsgehalt von Arten/Areal-Kurven. Die Ermittlung von Artendiversität R, Minimum-Areal M und Mittlerer Arten-Densität D aus Teilflächen-Untersuchungen eines Gebiets über die Statistische, Hyperbolische, Kumulative Arten/Areal-Kurve am Beispiel Höherer Pilze. *Delattinia* 25: 67-210.
- SCHOPF R. & KÖHLER U. (1995) Untersuchungen zur Populationsdynamik der Fichtenborkenkäfer im Nationalpark Bayerischer Wald. In:

- Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (ed.): 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Passavia Druckerei, Passau, 88-110.
- SENGL M., SCHÜSSLER W. & WEHRLE VON BORZYSKOWSKI R. (2002) Untersuchung zur Verteilung von PBSM, Nitrophenolen sowie synthetischen Moschusverbindungen durch den Niederschlag. Bericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1995-2001 (Materialien Nr. 107).
- SIITONEN J., PENTTILÄ R. & KOTIRANTA H. (2001) Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49: 231-242.
- SIPPOLA A.-L. & RENVALL P. (1999) Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 115: 183-201.
- SIPPOLA A.-L., LEHESVIRTA T. & RENVALL P. (2001) Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49: 243-254.
- SIPPOLA A.-L., SIMILÄ M., MÖNKKÖNEN M. & JOKIMÄKI J. (2004) Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in Northern Boreal Forests: Effects of forest site and logging intensity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152-163.
- SMALIAN H.L. (1837) Beitrag zur Holzmesskunst. Stralsund.
- SOEHNER E. ("1941" 1942) Deutsche Hydngangiaceae. II. Teil. *Z. Pilzk.* 20(3/4): 108-120.
- STOKLAND J.N. (2001) The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletins* 49: 71-83.
- STOKLAND J.N. & KAUSERUD H. (2004) *Phellinus nigrolimitatus* – a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management* 187: 333-343.
- STRAKER C.J. (1996) Ericoid mycorrhiza: ecological and host specificity. *Mycorrhiza* 6: 215-225.
- SVERDRUP-THYGESON A. & LINDENMAYER D.B. (2003) Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. *Forest Ecology and Management* 174: 353-363.
- THOMAS J. (1979) Wildlife habitats in managed forests. U.S. Department of Agriculture, Forest Service Agric. Handb. 553: 1-510.

- TYLER G. (1989) Edaphical distribution and sporophore dynamics of macrofungi in hornbeam (*Carpinus betulus* L.) stands of south Sweden. *Nova Hedwigia* 49: 239-253.
- UNITED NATIONS (1987) Report of the World Commission on Environment and Development. Forty second Session, Item 83(e) of the provisional agenda. Online erhältlich unter: http://www.are.admin.ch/imperia/md/content/are/nachhaltigeentwicklung/brundtland_bericht.pdf
- VEERKAMP M. & KUYPER T.W. (1993) Mycological investigations in forest reserves in The Netherlands. In: BROEKMEYER M.E.A., VOS W. & KOOP H. (eds) *European Forest Reserves*. PUDOC; Wageningen: 127-143.
- VISSER S., MAYNARD D. & DANIELSON R.M. (1998) Response of ecto- and arbuscular mycorrhizal fungi to clear-cutting and the application of chipped aspen wood in a mixed wood site in Alberta, Canada. *Applied Soil Ecology* 7: 257-269.
- VOGT K.A., BLOOMFIELD J., AMMIRATI J.F. & AMMIRATI S.R. (1992) Sporocarp production by basidiomycetes, with emphasis on forest ecosystems. In: CARROLL G.C. & WOCKLOW D.T. (eds.): *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem*. Decker, New York: 563-581.
- WALKER J.F., MILLER O.K., LEI T., SEMONES S., NILSEN E. & CLINTON B.D. (1999) Suppression of ectomycorrhizae on canopy tree seedlings in *Rhododendron maximum* L. (Ericaceae) thickets in the southern Appalachians. *Mycorrhiza* 9: 49-56.
- WEISS P., MAY R. & SCHRÖDER P. (2001) Nitrophenole, halogenierte Kohlenwasserstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichtennadeln emittentennaher Standorte Österreichs. *Monographien des Österr. Umweltbundesamtes* 151. Wien.
- WILCOX B.A. (1984) In situ conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements. In: MCNEELY J.A. & MILLER K.R. (eds.) *National parks, conservation and development: the role of protected areas in sustaining society*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press: 639-647.

Anhang: Datengrundlage

Tab. A 1: Gesamtartenliste; s = saprotroph; e = Ektomykorrhiza bildend; u = Ernährungsweise unbekannt.

Artenliste	Öko	Probeflächen											
		1.1.	1.2.	1.3.	2.1.	2.2.	2.3.	3.1.	3.2.	3.3.	4.1.	4.2.	4.3.
Aleuria aurantiaca	s											X	
Amanita battarae	e									X		X	
Amanita citrina	e	X								X			
Amanita eliae	e									X			
Amanita excelsa	e			X						X		X	X
Amanita fulva	e		X					X			X		X
Amanita gemmata	e							X	X	X			X
Amanita muscaria	e			X									
Amanita porphyrea	e							X		X			
Amanita rubescens	e	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X
Amanita submembranacea	e	X	X		X		X	X		X			
Amanita virosa	e	X											
Boletus edulis	e		X	X			X			X			
Cantharellus friesii	e						X	X		X		X	
Cantharellus tubaeformis	e	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X
Chalciporus piperatus	e		X	X	X				X				
Clavaria argillacea	s												X
Clavaria spec.	s										X		
Clavulina cinerea	s			X		X		X	X	X			
Clavulina cristata	s	X	X	X			X	X	X	X	X		X
Clavulina rugosa	s									X			
Clitocybe brumalis	s								X				
Clitocybe cf. langei	s					X							
Clitocybe ditopa	s	X	X		X		X	X	X		X	X	X
Clitocybe foetens	s								X				
Clitocybe metachroa	s	X											
Clitocybe pausiaca ss. Moser	s	X											X
Clitocybe sinopica	s												X
Clitocybe spec.	s	X				X							
Clitocybe vibecina	s	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Coprinus cf. xanthotrix	s											X	
Coprinus micaceus	s											X	
Coprinus semitalis	s										X		
Cortinarius (Cor.) violaceus	e			X					X				
Cortinarius (Der.) cinnamomeus	e							X	X				
Cortinarius (Der.) croceoconus	e			X				X					
Cortinarius (Der.) croceus	e										X		
Cortinarius (Der.) sanguineus	e								X				
Cortinarius (Lep.) bolaris	e							X	X				
Cortinarius (Lep.) cf. subannulatus	e							X					
Cortinarius (Lep.) spec.	e			X									
Cortinarius (Lep.) speciosissimus	e								X				
Cortinarius (Myx.) delibutus	e			X				X	X	X		X	
Cortinarius (Myx.) salor	e			X						X			
Cortinarius (Phl.) scaurus	e								X				
Cortinarius (Phl.) spec.	e						X						

Tab A 1 Fortsetzung	Öko	1.1.	1.2.	1.3.	2.1.	2.2.	2.3.	3.1.	3.2.	3.3.	4.1.	4.2.	4.3.
Cortinarius (Ser.) anomalus	e			X		X		X	X				
Cortinarius (Ser.) camphoratus	e								X				
Cortinarius (Tel.) acutus	e								X	X			
Cortinarius (Tel.) adalberti	e									X			
Cortinarius (Tel.) anthracinus	e			X					X	X			
Cortinarius (Tel.) brunneus	e			X				X	X	X			
Cortinarius (Tel.) cf. biformis	e								X				
Cortinarius (Tel.) cf. decipiens	e									X			
Cortinarius (Tel.) cf. fagetorum	e								X				
Cortinarius (Tel.) cf. privignus ss. Moser	e									X			
Cortinarius (Tel.) diasemospermus	e			X					X	X			
Cortinarius (Tel.) flexipes var. flexipes	e	X		X				X	X	X			
Cortinarius (Tel.) lanatus	e									X			
Cortinarius (Tel.) obtusus	e	X											
Cortinarius (Tel.) spec.	e	X							X	X			
Cortinarius (Phl.) cf. balteatoalbus var. agathosmos	e									X			
Craterellus cornucopioides	e									X			
Cystoderma amianthinum	s	X							X		X		X
Cystoderma jasonis	s	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dasyscyphus acuum	s	X		X	X	X		X					
Dasyscyphus bicolor	s	X											
Dasyscyphus virgineus	s	X		X	X			X					
Elaphomyces granulatus	e	X							X	X			
Entoloma cetratum	u	X	X	X		X		X	X	X		X	
Entoloma cf. dolosum	u								X				
Entoloma cf. pallescens	u		X										
Entoloma conferendum	u								X				
Entoloma hispidulum	u										X		
Entoloma nausiosme	u					X							
Entoloma nitidum	u								X				
Entoloma spec.	u								X				
Entoloma turbidum	u							X	X	X			
Gomphidius glutinosus	e									X			
Gymnopus dryophilus	s							X					
Gymnopus peronatus	s	X							X				
Gyroporus cyanescens	e	X											
Hebeloma radicosum	e									X			
Hebeloma spec.	e												X
Hemimycena	s								X				
Heyderia abietina	s	X											
Hydnangium neuhoffii	e												X
Hydnum rufescens	e		X					X	X	X			
Hydropus marginellus	s		X		X				X			X	
Hygrophoropsis aurantiaca	s		X		X				X			X	
Hygrophoropsis fusc squamulosa	s		X						X				
Hygrophorus cf. piceae	e									X			
Hygrophorus olivaceoalbus	e			X				X	X	X			X
Hygrophorus pustulatus	e		X					X	X	X			
Hymenoscyphus caudatus	s					X						X	

Tab A 1 Fortsetzung	Öko	1.1.	1.2.	1.3.	2.1.	2.2.	2.3.	3.1.	3.2.	3.3.	4.1.	4.2.	4.3.
Hymenoscyphus scutula	s					X							
Hymenoscyphus spec.	s						X						
Inocybe cf. putilla	e								X				
Inocybe hystrix	e									X			
Inocybe lanuginosa	e	X							X				
Inocybe napipes	e	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X
Inocybe petiginosa	e					X							
Inocybe striata	e		X										
Inocybe spec.	e								X	X			X
Laccaria amethystea	e	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X
Laccaria bicolor	e									X		X	
Laccaria laccata var. pallidifolia	e	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Laccaria proxima	e	X					X			X	X	X	X
Lactarius aurantiacus	e							X	X				
Lactarius blennius	e	X											
Lactarius camphoratus	e	X						X	X	X	X		X
Lactarius fuliginosus	e									X			
Lactarius fulvissimus	e								X				
Lactarius lacunarum	e									X			
Lactarius lignyotus	e	X	X	X			X	X	X	X			
Lactarius mitissimus	e			X						X			
Lactarius rostratus	e											X	
Lactarius rufus	e							X		X			X
Lactarius subdulcis	e	X	X	X	X		X	X	X	X			
Lactarius turpis	e		X						X	X			
Lactarius vellereus	e									X		X	
Leotia lubrica	s								X				
Lycoperdon foetidum	s					X							
Marasmius alliaceus	s					X	X		X			X	
Marasmius limosus	s											X	
Megacollybia platyphylla	s	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
Melanoleuca robertiana	s												X
Melastiza chateri	s											X	
Micromphale perforans	s	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X
Mycena amicta	s										X		
Mycena capillaris	s	X		X		X	X	X				X	X
Mycena cinerella	s	X			X	X	X	X	X	X	X		X
Mycena cinereoides	s							X					
Mycena epipterygia	s	X				X			X				
Mycena filopes	s					X							
Mycena galericulata	s	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Mycena galopus	s	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Mycena laevigata	s											X	X
Mycena leucogala	s	X		X	X			X	X	X	X	X	
Mycena maculata	s	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
Mycena metata	s					X	X		X		X		
Mycena pelliculosa	s					X							
Mycena pura	s					X			X				
Mycena renati	s			X									
Mycena rorida	s	X				X		X		X		X	
Mycena rosella	s	X							X				
Mycena rubrimarginata	s			X	X	X	X	X	X	X		X	X
Mycena sanguinolenta	s		X		X	X	X	X	X		X	X	

Tab A 1 Fortsetzung	Öko	1.1.	1.2.	1.3.	2.1.	2.2.	2.3.	3.1.	3.2.	3.3.	4.1.	4.2.	4.3.
Mycena spec.	s						X			X	X		X
Mycena stipitata	s											X	
Mycena viridimarginata	s		X	X		X		X		X		X	
Mycena vulgaris	s		X										
Mycena zephrus	s				X	X	X	X	X	X			
Myxomphalina maura	s												X
Paxillus involutus	e	X	X				X	X	X	X		X	X
Phaeocollybia arduennensis	e								X	X			
Phaeocollybia festiva	e									X			
Porphyrellus porphyrosporus	e									X			
Psathyrella artemisiae	s					X		X				X	
Psathyrella berlinensis	s				X								
Psathyrella cf. fulvescens	s	X											
Psathyrella cf. impexa	s	X											
Psathyrella piluliformis	s								X				
Psathyrella spec.	s	X		X			X			X	X	X	
Pseudocraterellus sinuosus	e								X	X			
Rhodocollybia butyracea	e	X	X			X	X	X	X				X
Rhodocollybia filamentosa	e								X				
Rhodocollybia maculata	e	X						X					
Russula acrifolia	e									X			
Russula amethystea	e			X		X			X				
Russula cf. firmula	e	X											
Russula cf. foetens	e									X			
Russula ionochlora	e			X									
Russula medullata	e							X					
Russula chloroides	e								X				
Russula cutefracta	e					X							
Russula cyanoxantha	e	X	X	X		X	X	X	X	X		X	X
Russula densifolia	e			X				X	X	X			X
Russula emetica	e			X				X	X	X		X	X
Russula fellea	e	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X
Russula fragilis	e								X				
Russula grisea	e			X					X	X			
Russula lepida	e									X		X	
Russula mairei	e	X		X				X					
Russula nigricans	e	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
Russula ochroleuca	e	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Russula persicina	e	X	X	X				X	X	X		X	
Russula puellaris	e		X					X	X	X			
Russula romellii	e			X									
Russula spec.	e	X					X						
Russula vesca	e	X		X			X	X	X	X	X	X	
Scleroderma citrinum	e		X				X				X		X
Scutellinia minutella	s											X	
Scutellinia pseudotrechispora	s											X	
Setulipes androsaceus	s	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X
Thelephora terrestris	e			X				X	X	X			
Tricholoma ustale	e									X			
Tricholoma viridilutescens	e							X		X			
Tubaria romagnesiana	e					X							
Tubaria spec. (Einzelfk)	s								X		X		
Tylopilus felleus	e							X		X			

Tab A 1 Fortsetzung	Öko	1.1.	1.2.	1.3.	2.1.	2.2.	2.3.	3.1.	3.2.	3.3.	4.1.	4.2.	4.3.
Xerocomus badius	e	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Xerocomus chrysenteron	e	X								X	X		
Xerocomus ferrugineus	e			X					X				
Xerocomus lanatus	e				X			X		X			X
Xerocomus pruinatus	e	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Xerocomus ripariellus	e							X					
Xeromphalina campanella	s	X	X						X		X		
Xerula radicata	s			X				X	X	X			

Tab. A 2: Aufnahmebogen von Fläche 1.1 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artname	27.09.1999	05.10.1999	25.10.1999	25.07.2000	14.09.2000	17.10.2000	26.06.2001	08.08.2001	07.09.2001	26.09.2001
Amanita citrina	vereinzelt	0	1	0	0	3	0	0	0	0
Amanita rubescens	0	0	0	3	2	0	0	1	1	0
Amanita submembranacea	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Amanita virosa	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Cantharellus tubaeformis	0	0	0	0	0	1	0	0	x	0
Clavulina cristata	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Clitocybe ditopa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74
Clitocybe metachroa	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
Clitocybe pausiaca ss. Moser	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
Clitocybe spec.	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
Clitocybe vibecina	0	1	häufig	0	0	0	0	0	0	20
Cortinarius (Tel.) obtusus	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) spec.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) paleaceus	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Cystoderma amianthinum	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Cystoderma jasonis	0	vereinzelt	3	0	0	0	0	0	0	5
Dasyscyphus acuum	0	0	0	0	0	häufig	0	0	0	0
Dasyscyphus bicolor	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
Dasyscyphus virgineus	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
Elaphomyces granulatus	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Entoloma cetratum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Gymnopus peronatus	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
Gyroporus cyanescens	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Heyderia abietina	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Inocybe lanuginosa var. ovaticystis	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Inocybe napipes	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
Laccaria amethystea	vereinzelt	1	4	0	6	sehr hfg.	0	2	4	13
Laccaria laccata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Laccaria proxima	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lactarius blennius	0	0	0	0	1	0	0	0	4	2
Lactarius camphoratus	0	5	0	0	0	0	0	0	3	0
Lactarius lygniatus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Tab. A 2 Fortsetzung	27.09.1999	05.10.1999	25.10.1999	25.07.2000	14.09.2000	17.10.2000	26.06.2001	08.08.2001	07.09.2001	26.09.2001
Lactarius subdulcis	0	0	5	4	19	über 20	0	13	35	30
Megacollybia platyphylla	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Micromphale perforans	0	0	0	x	0	0	0	1	x	x
Mycena capillaris	0	0	0	0	0	häufig	0	0	0	0
Mycena cinerella	0	0	0	0	0	häufig	0	0	0	0
Mycena epipterygia	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mycena galericulata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mycena galopus	häufig	häufig	x	häufig	x	1	häufig	häufig	x	Massen
Mycena leucogala	0	0	0	0	0	0	x	0	2	0
Mycena maculata	0	0	0	0	0	häufig	0	0	0	0
Mycena rorida	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Mycena rubrimarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Paxillus involutus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Psathyrella cf. fulvescens	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Psathyrella cf. impexa	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Psathyrella spec.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Rhodocollybia butyracea var. asema	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Rhodocollybia maculata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Russula firmula	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Russula mairei	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Russula cyanoxantha	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Russula fellea	22	29	10	0	2	11	0	0	3	0
Russula nigricans	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Russula ochroleuca	50	53	40	0	4	40	0	0	14	27
Russula persicina	ca. 6	8	1	0	4	9	0	3	0	0
Russula spec.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Russula vesca	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Scleroderma citrinum	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0
Setulipes androsaceus	häufig	häufig	x	0	0	0	0	0	0	0
Xerocomus badius	2	0	0	1	2	6	0	0	2	0
Xerocomus chrysenteron	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Xerocomus pruinatus	0	0	7	4	2	19	0	0	0	0
Xeromphalina campanella	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0

Tab. A 3: Aufnahmebogen von Fläche 1.2 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artnamen	27.09.1999	05.10.1999	25.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	18.10.2000	26.06.2001	08.08.2001	28.09.2001
<i>Amanita fulva</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Amanita rubescens</i>	0	0	1	0	2	1	0	0	0
<i>Amanita submembranacea</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Boletus edulis</i>	0	2	0	4	0	0	0	0	0
<i>Cantharellus tubaeformis</i>	häufig	x	x	0	0	3	0	x	x
<i>Chalciporus piperatus</i>	0	ca. 5	9	0	0	0	0	0	0
<i>Clavulina cf. cristata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	x
<i>Clitocybe ditopa</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Clitocybe vibecina</i>	0	ca. 15	6	0	0	3	0	0	5
<i>Cystoderma cf. jasonis</i>	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Entoloma cetratum</i>	0	ca. 5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Entoloma cf. pallescens</i>	0	0	18	0	0	0	0	0	0
<i>Hydnum rufescens</i>	0	0	4	0	0	1	0	0	9
<i>Hydropus marginellus</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0
<i>Hygrophoropsis fuscusquamulosa</i>	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	0	3	2	0	0	0	0	0	0
<i>Hygrophorus pustulatus</i>	0	0	0	0	1	27	0	0	0
<i>Inocybe striata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Laccaria amethystea</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	x
<i>Lactarius lygniatus</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Lactarius subdulcis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	15
<i>Lactarius turpis</i>	mäßig hfg.	12	6	0	0	6	0	0	1
<i>Megacollybia platyphylla</i>	0	1	3	0	0	3	0	5	3
<i>Mycena galericulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mycena galopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	häufig	x
<i>Mycena maculata</i>	häufig	32	57	1	5	72	0	0	0
<i>Mycena sanguinolenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Mycena viridimarginata</i>	0	0	0	0	0	0	1	4	0
<i>Mycena vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Paxillus involutus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhodocollybia butyracea</i> var. <i>asema</i>	0	1	10	0	0	0	0	0	0

Tab. A 4 Fortsetzung	27.09.1999	05.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	19.10.2000	27.06.2001	08.08.2001	11.09.2001	29.09.2001
Cortinarius (Tel.) flexipes s. str.	0	0	0	0	0	0	0	0	30	67
Cystoderma jasonis	0	vereinzelt	7	0	0	1	0	0	0	12
Dasyscyphus acuum	0	0	Massen	0	0	0	0	0	0	0
Dasyscyphus virgineus	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
Entoloma cetratum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Hygrophorus olivaceoalbus	0	0	0	0	1	0	0	0	18	9
Inocybe napipes	0	0	0	0	x	0	0	1	4	5
Laccaria laccata var. pallidifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Laccaria amethystea	0	0	0	0	4	0	0	0	6	1
Lactarius lygniatus	0	vereinzelt	3	0	0	2	0	19	43	41
Lactarius mitissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lactarius subdulcis	0	6	1	0	0	0	0	2	72	115
Megacollybia platyphylla	0	vereinzelt	0	x	2	0	0	16	0	0
Micromphale perforans	0	0	0	x	0	0	0	x	x	0
Mycena capillaris	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Mycena galericulata	0	x	1	0	0	x	0	0	0	0
Mycena galopus	0	häufig	0	sehr häufig	0	0	0	1	x	x
Mycena leucogala	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mycena maculata	0	1 Büschel	0	0	0	1 Büschel	0	0	0	0
Mycena renati	0	0	0	0	0	0	1 Büschel	0	0	0
Mycena rubrimarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Mycena viridimarginata	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
Psathyrella spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Russula amethystea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Russula ionochlora	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Russula cyanoxantha	0	0	0	2	0	0	0	0	2	1
Russula densifolia	0	0	0	0	0	0	0	0	18	8
Russula emetica	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Russula fellea	0	11	16	0	1	3	0	0	2	1
Russula grisea	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
Russula mairei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Russula nigricans	0	x	x	0	2	0	0	0	11	13

Tab. A 4 Fortsetzung	27.09.1999	05.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	19.10.2000	27.06.2001	08.08.2001	11.09.2001	29.09.2001
Russula ochroleuca	0	31	30	0	4	41	0	4	73	115
Russula persicina	0	7	0	0	0	1	0	0	0	0
Russula romellii	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Russula vesca	0	0	0	0	0	1	0	2	3	0
Setulipes androsaceus	0	häufig	0	4	0	0	0	0	0	0
Thelephora terrestris	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Xerocomus badius	0	2	0	0	3	16	0	0	9	7
Xerocomus ferrugineus	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
Xerocomus pruinatus	0	0	0	0	0	15	0	0	0	2
Xerula radicata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Tab. A 5: Aufnahmebogen von Fläche 2.1 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artname	27.07.2000	14.09.2000	18.10.2000	31.10.2000	26.06.2001	08.08.2001	26.09.2001
Amanita submembranacea	0	0	1	0	0	0	0
Chalciporus piperatus	0	0	0	0	0	0	1
Clitocybe ditopa	0	0	0	0	0	0	45
Clitocybe vibecina	0	0	0	x	0	0	0
Cystoderma jasonis	0	0	1	x	0	0	0
Dasyscyphus acuuum	0	0	x	0	0	0	0
Dasyscyphus virgineus	0	0	0	0	x	0	0
Hydropus marginellus	0	0	0	0	0	3	1
Hygrophoropsis aurantiaca	0	0	0	0	0	0	1
Laccaria laccata var. pallidifolia	0	0	0	x	0	0	0
Lactarius subdulcis	0	0	0	0	0	0	1
Megacollybia platyphylla	x	2	0	0	0	1	3
Micromphale perforans	0	x	0	0	0	0	0
Mycena cinerella	0	0	0	x	0	0	1
Mycena galericulata	0	0	6	0	0	0	0
Mycena galopus	x	1	1	x	0	0	häufig
Mycena leucogala	0	0	0	x	0	0	0
Mycena maculata	0	0	x	0	0	0	0
Mycena rubrimarginata	2	0	0	0	0	0	häufig

Tab. A 6 Fortsetzung	27.09.1999	05.10.1999	26.10.1999	25.07.2000	14.09.2000	18.10.2000	24.10.2000	26.06.2001	08.08.2001	28.09.2001
Micromphale perforans	0	0	0	0	0	0	0	0	häufig	0
Mycena capillaris	0	0	sehr häufig	0	0	0	0	0	0	x
Mycena cinerella	0	0	0	0	0	0	x	0	0	1
Mycena epipterygia	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Mycena filopes	0	0	Massenaspekt	0	0	0	0	0	0	0
Mycena galericulata	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
Mycena galopus	0	vereinzelt	x	häufig	häufig	x	0	0	x	x
Mycena maculata	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0
Mycena metata	0	0	0	x	0	x	0	0	0	x
Mycena pelliculosa	0	0	Massenaspekt	0	0	0	0	0	0	0
Mycena pura	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Mycena rorida	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0
Mycena rubrimarginata	0	0	x	1	0	0	x	0	1	0
Mycena sanguinolenta	0	0	0	10	x	0	0	0	Massen	0
Mycena viridimarginata	0	0	0	3	0	1	0	x	1	0
Mycena zephrus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
Psathyrella artemisiae	0	0	0	x	1	0	0	x	0	0
Rhodocollybia butyracea var. asema	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
Russula amethystea	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Russula cutefracta	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Russula cyanoxantha	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Russula nigricans	1	0	0	0	0	6	0	0	0	0
Russula ochroleuca	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0
Tubaria romagnesiana	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Xerocomus badius	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Xerocomus pruinatus	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0

Tab. A 7: Aufnahmebogen von Fläche 2.3 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artname	27.09.1999	05.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	20.10.2000	27.06.2001	08.08.2001	29.09.2001
<i>Amanita rubescens</i>	0	1	0	0	2	0	0	1	0
<i>Amanita submembranacea</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Boletus edulis</i>	0	0	0	1, Randbereich	0	0	0	0	0
<i>Cantharellus friesii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Cantharellus tubaeformis</i>	0	vereinzelt	0	0	0	x	0	0	x
<i>Clavulina cristata</i>	0	0	0	0	x	x	0	0	0
<i>Clitocybe ditopa</i>	0	0	an einer Stelle	0	0	24	0	0	21
<i>Clitocybe vibecina</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Cortinarius (Phl.) spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cystoderma jasonis</i>	0	0	selten	0	0	5	0	0	0
<i>Hymenoscyphus spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x
<i>Inocybe napipes</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Laccaria amethystea</i>	0	0	0	0	0	10	0	0	0
<i>Laccaria laccata</i> var. <i>pallidifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x
<i>Laccaria proxima</i>	0	0	vereinzelt	1	0	0	0	0	0
<i>Lactarius lignyotus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Lactarius subdulcis</i>	0	Einzelvork.	5	8	0	4	0	0	5
<i>Marasmius alliaceus</i>	0	0	0	12	0	1	0	0	10
<i>Megacollybia platyphylla</i>	x	häufig	0	3	8	0	1	7	2
<i>Micromphale perforans</i>	0	0	häufig	häufig	0	0	0	0	0
<i>Mycena capillaris</i>	0	0	häufig	0	0	x	0	0	x
<i>Mycena cinerella</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Mycena galericulata</i>	x	x	0	0	0	4	0	0	x
<i>Mycena galopus</i>	0	0	vereinzelt	0	0	x	0	häufig	x
<i>Mycena maculata</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	x
<i>Mycena metata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x
<i>Mycena rubrimarginata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Mycena sanguinolenta</i>	0	vereinzelt	0	x	0	0	x	0	x
<i>Mycena spec.</i>	0	Einzelvork.	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycena zephrus</i>	0	0	eine Stelle	0	0	0	0	0	0
<i>Paxillus involutus</i>	0	3	0	0	1	0	0	0	0

Tab. A 8 Fortsetzung	27.07.2000	14.09.2000	17.10.2000	31.10.2000	06.11.2000	26.06.2001	07.08.2001	07.09.2001	26.09.2001	24.10.2001
Cortinarius (Ser.) anomalus	0	x	0	x	0	0	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) brunneus	0	5	1	0	0	0	0	17	19	0
Cortinarius (Tel.) flexipes	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Cystoderma jasonis	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0
Dasyscyphus acuum	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
Dasyscyphus virgineus	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
Entoloma cetratum	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Entoloma turbidum	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Hydnum rufescens	0	0	1	x	0	0	0	8	23	0
Hygrophorus olivaceoalbus	x	5	0	0	0	0	5	2	104	0
Hygrophorus pustulatus	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
Gymnopus dryophilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Inocybe napipes	0	0	0	x	0	0	1	0	0	0
Laccaria amethystea	x	0	> 25	x	0	0	0	0	häufig	0
Laccaria laccata var. pallidifolia	x	0	x	x	0	0	0	0	0	0
Lactarius aurantiacus	0	0	x	x	0	0	0	0	26	0
Lactarius camphoratus	0	0	10	0	0	0	0	38	71	0
Lactarius lignyotus	0	7	3	0	0	0	7	10	40	0
Lactarius rufus	0	0	0	0	0	0	0	11	29	0
Lactarius subdulcis	21	7	2	0	0	0	1	16	78	0
Megacollybia platyphylla	1	1	0	0	0	3	12	8	3	0
Micromphale perforans	0	x	1	0	0	0	x	0	x	0
Mycena capillaris	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
Mycena cinerella	0	0	0	x	0	0	0	0	0	x
Mycena cinereoides	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Mycena galericulata	0	0	x	0	0	0	0	1	0	0
Mycena galopus	x	x	0	x	0	0	x	x	Massen	0
Mycena leucogala	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
Mycena rorida	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mycena rubrimarginata	0	0	0	0	0	0	1	x	0	0
Mycena sanguinolenta	x	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Mycena viridimarginata	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0
Mycena zephrus	0	0	0	0	0	0	0	0	>20	0
Paxillus involutus	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0

Tab. A 9: Aufnahmebogen von Fläche 3.2 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artname	27.09.1999	05.10.1999	26.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	19.10.2000	24.10.2000	01.11.2000	27.06.2001	07.08.2001	10.09.2001	25.09.2001	24.10.2001
Amanita gemmata	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Amanita rubescens	0	0	20	7	0	0	0	0	0	8	3	4	0
Cantharellus tubaeformis	0	0	häufig	0	häufig	>10, häufig	0	0	0	3	x	x	0
cf. Hemimycena	0	ca. 30	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chalciporus piperatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Clavulina cf. cinerea	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	x	0
Clavulina cristata	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	x	0
Clitocybe brumalis	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Clitocybe ditopa	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
Clitocybe foetens	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Clitocybe vibecina	0	ca. 15	14	0	0	>13	0	x	0	0	0	0	0
Cortinarius (Cor.) violaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cortinarius (Der.) sanguineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Cortinarius (Lep.) bolaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	6	0
Cortinarius (Lep.) speciosissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0
Cortinarius (Myx.) delibutus	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	1	0
Cortinarius (Phl.) scaurus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Cortinarius (Ser.) anomalus	0	vereinzelt	6	0	8	16	x	x	0	0	37	92	0
Cortinarius (Ser.) camphoratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cortinarius (Tel.) cf. fagetorum	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) acutus	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) anthracinus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	15	8	0
Cortinarius (Tel.) cf. biformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cortinarius (Tel.) brunneus	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	124	117	0
Cortinarius (Tel.) diasemospermus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	63	1
Cortinarius (Tel.) flexipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	1
Cortinarius (Tel.) spec.	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) spec.2	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
Cystoderma amianthinum	0	0	einzelne	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0
Cystoderma jasonis	0	Einzelvork.	0	0	2	11	2	0	0	0	0	0	0
Elaphomyces granulatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Tab. A 9 Fortsetzung	27.09.1999	05.10.1999	26.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	19.10.2000	24.10.2000	01.11.2000	27.06.2001	07.08.2001	10.09.2001	25.09.2001	24.10.2001
Entoloma cetratum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	0
Entoloma cf. dolosum	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
Entoloma conferendum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Entoloma nitidum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Entoloma turbidum	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Entoloma spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Gymnopus peronatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Hydnum rufescens	0	0	2	0	2	2	0	0	0	5	4	2	0
Hydropus marginellus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	1	0	0
Hygrophoropsis fusc squamulosum	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hygrophoropsis aurantiaca s. str.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hygrophorus olivaceoalbus	0	Einzelvork.	0	0	2	1	0	0	0	1	52	88	0
Hygrophorus pustulatus	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
Inocybe napipes	0	Einzelvork.	1	5	6	31	x	x	0	10	13	47	0
Inocybe cf. putilla	0	0	0	0	2 Aufs.	0	0	0	0	0	0	0	0
Inocybe lanuginosa	0	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
Inocybe spec.	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0
Laccaria amethystea	0	1	0	0	1	5	0	0	0	0	15	13	0
Laccaria laccata	0	Einzelvork.	häufig	3	0	x	x	0	0	1	12	13	0
Lactarius aurantiacus	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	15	35	0
Lactarius camphoratus	0	0	0	0	11	0	x	0	0	0	5	133	0
Lactarius fulvissimus	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
Lactarius lacunarum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Lactarius lignyotus	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6	11	17	0
Lactarius subdulcis	0	0	x	0	0	9	0	0	0	1	59	82	0
Lactarius turpis	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0
Leotia lubrica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Massen	x	0
Marasmius alliaceus	0	Einzelvork.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Megacollybia platyphylla	0	0	x	0	0	0	0	0	1	3	2	1	0
Micromphale perforans	0	sehr häufig	3	x	0	x	0	0	4	Massen	x	x	0
Mycena cf. metata	0	vereinzelt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycena cinerella	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Tab. A 9 Fortsetzung	27.09.1999	05.10.1999	26.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	19.10.2000	24.10.2000	01.11.2000	27.06.2001	07.08.2001	10.09.2001	25.09.2001	24.10.2001
Thelephora terrestris	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	x	1	0
Tubaria spec. (Einzelfk)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Xerocomus badius	0	0	0	x	3	16	0	0	0	2	8	8	0
Xerocomus ferrugineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Xerocomus pruinatus	0	0	0	x	4	10	0	0	0	0	1	22	0
Xeromphalina campanella	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0	0	0
Xerula radicata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0

Tab. A 10: Aufnahmebogen von Fläche 3.3 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artname	27.09.1999	04.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	23.10.2000	01.11.2000	27.06.2001	07.08.2001	10.09.2001	27.09.2001
Amanita battarae	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Amanita citrina	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	1
Amanita eliae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Amanita excelsa	0	0	0	2	5	0	0	0	4	3	1
Amanita gemmata	0	0	0	0	0	1	x	0	0	2	6
Amanita porphyrea	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Amanita rubescens	0	0	0	3	2	0	0	0	7	0	7
Amanita submembranacea	0	1	1	1	1	9	x	1	1	4	4
Boletus edulis	0	0	0	0	0	11	0	0	7	6	3
Cantharellus friesii	0	1	0	0	0	0	0	0	0	19	7
Cantharellus tubaeformis	0	vereinzelt	häufig	0	0	Massen	x	0	1	x	x
Clavulina cinerea	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
Clavulina cristata	0	Einzelvork.	häufig	0	x	7	x	0	0	x	x
Clavulina rugosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x
Clitocybe vibecina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Cortinarius (Der.) cinnamomeus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cortinarius (Myx.) delibutus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Cortinarius (Myx.) salor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Cortinarius (Tel.) acutus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18
Cortinarius (Tel.) adalberti	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	1
Cortinarius (Tel.) anthracinus	0	0	0	0	0	4	x	0	0	2	30
Cortinarius (Tel.) brunneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Cortinarius (Tel.) cf. decipiens	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) diasemospermus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Cortinarius (Tel.) flexipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Cortinarius (Tel.) lanatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33
Cortinarius (Tel.) cf. privignus ss. Moser	0	0	0	0	0	12	x	0	0	0	0
Cortinarius (Tel.) spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18
Cortinarius balteatoalbus cf. var. agathosmos	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Craterellus cornucopioides	0	0	0	0	0	3	x	0	0	0	0
Cystoderma jasonis	0	häufig	>7	0	0	8	0	0	0	0	4
Elaphomyces granulatus	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Entoloma cetratum	0	0	0	0	0	1	x	0	0	0	4

Fortsetzung Tab. A 10	27.09.1999	04.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	23.10.2000	01.11.2000	27.06.2001	07.08.2001	10.09.2001	27.09.2001
Entoloma turbidum	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	1
Gomphidius glutinosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Hebeloma radicosum	4	0	0	7	0	3	0	0	0	0	0
Hydnum rufescens	0	1	0	0	0	3	x	0	0	46	40
Hygrophorus piceae	vereinzelt	vereinzelt	0	0	7	6	x	0	0	2	8
Hygrophorus olivaceoalbus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4
Hygrophorus pustulatus	0	0	25	0	0	41	0	0	0	0	0
Inocybe hystrix	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	11
Inocybe napipes	0	0	0	0	0	26	0	0	1	2	8
Inocybe spec.	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Laccaria amethystea	1	1	0	8	0	37	0	0	0	>30	x
Laccaria bicolor	0	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
Laccaria laccata	0	2	vereinzelt	0	1	x	0	0	0	2	häufig
Laccaria proxima	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Lactarius camphoratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26
Lactarius fuliginosus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Lactarius lignyotus	0	Einzelvork.	0	x	6	33	0	0	0	15	41
Lactarius mitissimus	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	3
Lactarius rufus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Lactarius subdulcis	0	0	1	5	0	7	x	0	0	56	236
Lactarius turpis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1
Lactarius vellereus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Megacollybia platyphylla	2	0	0	1	4	0	0	1	18	10	2
Micromphale perforans	0	0	häufig	häufig	4	häufig	0	0	Massen	x	x
Mycena cinerella	0	0	häufig	0	0	häufig	0	0	0	0	0
Mycena galericulata	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Mycena galopus	x	0	vereinzelt	häufig	x	häufig	0	0	häufig	x	Massen
Mycena leucogala	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Mycena maculata	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Mycena rorida	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycena rubromarginata	0	ca. 10	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Mycena spec.	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Mycena viridimarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycena zephrus	0	0	eine Stelle	0	0	0	0	0	0	0	13
Paxillus involutus	0	0	5	1	0	10	0	0	0	0	3
Phaeocollybia arduennensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Phaeocollybia festiva	0	0	0	0	0	0	0	12	0	3	0
Porphyrellus porphyrosporus	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1

Tab. A 13: Aufnahmebogen von Fläche 4.3 (Zahlen verweisen auf gezählte Fruchtkörperanzahl; x bedeutet: Art nachgewiesen, Fruchtkörper nicht gezählt)

Artnamen	27.09.1999	05.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	23.10.2000	01.11.2000	07.08.2001	10.09.2001	27.09.2001
Amanita excelsa	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
Amanita fulva	0	0	0	0	x	0	0	x	x	0
Amanita gemmata	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Amanita rubescens	0	0	0	x	x	0	0	x	x	0
Cantharellus tubaeformis	0	0	0	0	0	0	x	0	x	x
Clavaria argillacea	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Clavulina cristata	0	0	0	0	0	0	x	0	x	x
Clitocybe ditopa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x
Clitocybe cf. pausiaca ss. Moser	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
Clitocybe sinopica	0	0	0	0	0	0	0	x	x	0
Clitocybe vibecina	0	0	x	0	0	0	0	0	0	x
Cystoderma amianthinum	0	0	x	0	0	x	0	0	0	0
Cystoderma jasonis	0	0	x	0	0	x	0	0	0	x
Hebeloma spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x
Hydnangium neuhoffii	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Hygrophorus olivaceoalbus	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
Inocybe napipes	0	0	0	0	0	x	0	0	x	0
Inocybe spec.	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
Laccaria amethystea	0	0	0	x	0	0	0	0	0	x
Laccaria laccata	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
Laccaria proxima	0	0	0	0	0	x	0	0	0	x
Lactarius camphoratus	0	0	0	0	0	x	0	x	x	x
Lactarius rufus	0	0	x	0	0	x	0	0	0	x
Megacollybia platyphylla	0	0	0	0	x	0	0	x	x	0
Melanoleuca robertiana	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
Micromphale perforans	0	0	0	0	0	0	x	0	x	0
Mycena capillaris	0	0	x	0	0	x	0	0	0	0
Mycena cinerella	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
Mycena galericulata	0	0	0	0	0	x	0	0	0	x
Mycena galopus	0	0	0	x	x	x	0	0	x	x

Fortsetzung Tab. A 13	27.09.1999	05.10.1999	27.10.1999	25.07.2000	13.09.2000	23.10.2000	01.11.2000	07.08.2001	10.09.2001	27.09.2001
<i>Mycena leucogala</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	0
<i>Mycena maculata</i>	0	0	0	0	0	x	x	0	0	x
<i>Mycena rubrimarginata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	x
<i>Mycena spec.</i>	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Mycena spec., cf. parabolicus</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myxomphalina maura</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Paxillus involutus</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	x
<i>Rhodocollybia butyracea</i>	0	0	x	0	0	0	0	0	0	x
<i>Russula cyanoxantha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Russula densifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0
<i>Russula emetica</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	x	0
<i>Russula fellea</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Russula nigricans</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	0	x
<i>Russula ochroleuca</i>	0	0	x	0	x	x	0	0	x	x
<i>Scleroderma citrinum</i>	0	0	0	x	x	x	0	0	x	x
<i>Setulipes androsaceus</i>	0	0	0	x	0	0	0	0	0	0
<i>Xerocomus badius</i>	0	0	x	x	x	x	0	0	x	x
<i>Xerocomus lanatus</i>	0	0	0	0	x	0	0	0	x	0
<i>Xerocomus pruinatus</i>	0	0	x	x	0	x	0	0	0	x