Diversität epiphytischer Flechten und lichenicoler Pilze in einem mitteleuropäischen Urwaldrest und einem angrenzenden Forst

Josef HAFELLNER & Harald KOMPOSCH

Zusammenfassung: HAFELLNER, J. & KOMPOSCH, H. 2007. Diversität epiphytischer Flechten und lichenicoler Pilze in einem mitteleuropäischen Urwaldrest und einem angrenzenden Forst. – Herzogia **20**: 87–113.

Die Diversität epiphytischer Flechten in einem Urwald und einem angrenzenden Forst im südwestlichen Niederösterreich (Österreich) wird verglichen. Die Artendiversität im Altwald ist signifikant höher als im Wirtschaftswald. Während auf einem Hektar Urwald 126 Arten nachgewiesen wurden, beherbergt ein unmittelbar angrenzender Forst nur 58 Arten auf einer Untersuchungsfläche gleicher Größe. Auch die Zahl der lichenicolen Pilze ist im Urwald wesentlich höher (20) als im Forst (5). Weiterhin wird die Diversität in Bezug auf das besiedelte Substrat, das Lebensformenspektrum, die Reproduktionsgrundtypen, die auftretenden lichenisierten Pilzordnungen und das Vorkommen von Rote Liste-Arten verglichen.

Die Flechten *Buellia erubescens*, *Calicium denigratum*, *Calicium parvum*, *Cheiromycina flabelliformis*, *Cladonia cryptochlorophaea*, *C. norvegica*, *Dimerella lutea*, *Jamesiella anastomosans*, *Porina leptalea* und *Vezdaea aestivalis* sowie die lichenicolen Pilze *Abrothallus bertianus*, *Homostegia piggotii*, *Lichenoconium erodens*, *Merismatium heterophractum*, *Microcalicium disseminatum*, *Phaeopyxis punctum*, *Roselliniella cladoniae*, *Roselliniopsis tartaricola*, *Skyttea gregaria*, *Taeniolella friesii*, *Tremella hypogymniae*, *Tremella lichenicola* und *Vouauxiomyces santessonii* werden erstmals im Bundesland Niederösterreich nachgewiesen.

Abstract: HAFELLNER, J. & KOMPOSCH, H. 2007. Diversity of epiphytic lichens and lichenicolous fungi in a central-european primeval forest remnant and an adjacent managed forest. – Herzogia **20**: 87–113.

The diversity of epiphytic lichens in a primeval forest and an adjacent managed forest situated in southwestern Lower Austria (Austria) is compared. Total species diversity is significantly higher in the old growth forest than in the managed forest. Whereas in one hectare of old growth forest 126 species were detected, the adjacent managed forest on a study area of the same size revealed only 58 species. Also the number of lichenicolous fungi was considerably higher in the old growth forest (20) than in the managed forest (5). Further comparisons were made concerning lichen diversity on different substrate classes, the life form spectra, the distribution of reproductive strategies, the orders of lichenized fungi and the presence of Red List-species.

The lichens *Buellia erubescens*, *Calicium denigratum*, *Calicium parvum*, *Cheiromycina flabelliformis*, *Cladonia cryptochlorophaea*, *C. norvegica*, *Dimerella lutea*, *Jamesiella anastomosans*, *Porina leptalea*, and *Vezdaea aestivalis* as well as the lichenicolous fungi *Abrothallus bertianus*, *Homostegia piggotii*, *Lichenoconium erodens*, *Merismatium heterophractum*, *Microcalicium disseminatum*, *Phaeopyxis punctum*, *Roselliniella cladoniae*, *Roselliniopsis tartaricola*, *Skyttea gregaria*, *Taeniolella friesii*, *Tremella hypogymniae*, *Tremella lichenicola*, and *Vouauxiomyces santessonii* represent new records for the province of Lower Austria.

Key words: Austria, biodiversity, Eastern Alps, EC indicator species, managed forests, old growth forests, Red List.

1. Einleitung

Seit einigen Jahren wird den Möglichkeiten, die Biodiversität verschiedener Organismengruppen als Indikator für die ökologische Bewertung von Waldökosystemen einzusetzen, vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt. Während Gefäßpflanzen sich dafür nur begrenzt eignen (z. B. WULF 1997), weil Altwälder und einigermaßen naturnahe Forste sich bezüglich ihrer Artenzusammensetzung wenig bis gar nicht, sondern hauptsächlich in ihrer Struktur und Dynamik unterscheiden, haben sich neben verschiedenen Tiergruppen auch mehrere Kryptogamengruppen dafür als brauchbar erwiesen. Im Wesentlichen kommen holzbewohnende Pilze (z. B. PARMASTO & PARMASTO 1997), Moose (z. B. GUSTAFSSON & HALLINGBÄCK 1988) und Flechten dafür in Frage. Listen hemerophober Arten der genannten Organismengruppen publizierten beispielsweise TRASS et al. (1999), wobei die Autoren allerdings betonen, dass diese Artenlisten nur für Estland uneingeschränkt Gültigkeit haben. Kovarianzen von Flechten mit anderen Organismengruppen sind z. B. von NILSSON et al. (1995), PHARO et al. (1999), ULICZKA & ANGELSTAM (2000), GUNNARSSON et al. (2004) und GJERDE et al. (2005) untersucht worden.

Erhebungen der Flechtendiversität in Altwäldern Europas stammen bisher hauptsächlich aus Westeuropa (z. B. ROSE & JAMES 1974, ROSE 1990) und Skandinavien (z. B. TIBELL 1992, KUUSINEN 1994a, b, 1996b, HOLIEN 1998). Vergleiche zwischen Altwäldern (old growth forests) und Wirtschaftswäldern (managed forests) in Hinblick auf verschiedene kryptogamenkundliche Aspekte haben beispielsweise schon SÖDERSTRÖM (1988), ANDERSSON & HYTTEBORN (1991), LESICA et al. (1991), ANONBY (1994), KUUSINEN (1994b, 1996a), DETTKI & ESSEEN (1998), ESSEEN et al. (1996), FORSSLUND & KOFFMAN (1998), GLENN et al. (1998), KUUSINEN & SIITONEN (1998), GU et al. (2001) sowie HILMO (2002) angestellt.

Im Alpenraum sind in den Westalpen zwei Wälder in der Zentralschweiz Gegenstand von Diversitätserhebungen gewesen (CAMENZIND & WILDI 1991, DIETRICH 1991) und in den Ostalpen liegen von den als Urwaldreste erachteten Wäldern Daten aus dem Rotwald (in älterer Literatur auch „Rothwald“) in Niederösterreich vor (SCHAUER 1964), Waldflächen, die später TÜRK & BREUSS (1994, Fundort Nr. 6, 7) und H. Mayrhofer (Daten in BILOVITZ 2007) nochmals aufgesucht haben. Weiterhin sind von den bestehenden Schutzgebieten bisher das Naturwaldreservat Kesselfall (RÜCKER & WITTMANN 1995) in Salzburg, sowie die Wälder im Nationalpark Berchtesgaden in Bayern (TÜRK & WUNDER 1991) genauer untersucht. Einige Nachweise sind ferner aus zwei Altwaldresten in den Mürzsteger Alpen (BILOVITZ 2007), aus Ahorn-Ulmen-Waldresten in den Schladminger Tauern (BILOVITZ & MAYRHOFER 2001, Fundpunkte 04, 06, 41, 42, 78; zur Bestandesstruktur vgl. MAGNES & DRESCHER 2001), aus einem subalpinen Urwaldrest auf der Kärntner Seite der Koralpe (FRANZ & ZEITLINGER 1992), sowie aus dem zum Nationalpark Hohe Tauern gehörenden Altwaldresten im Gößgraben bei Gmünd in Oberkärnten (TÜRK & HAFELLNER 1993, Fundort Nr. 51, 78), im Salzburgischen aus den Altwaldresten bei Bad Gastein (DÄMON & TÜRK 1997), weiterhin aus dem Naturschutzgebiet Rohrach in Vorarlberg (PFEFFERKORN 1996, PFEFFERKORN-DELLALI & TÜRK 1999) publiziert. Viele Waldschutzgebiete hat schließlich auch SCHAUER (1965) in den Nordalpen aufgesucht, hauptsächlich aber um nach den ihn interessierenden Arten zu fahnden. T. Schauer hat offensichtlich auch den Wald inspiziert, der für die hier vorgelegte Studie als Untersuchungsgebiet dient, allerdings sind nur wenige Flechtenarten in seiner Arbeit berücksichtigt. In allen genannten Veröffentlichungen beziehen sich die publizierten Arten(teil)inventare auf die Gesamtfläche des jeweiligen Waldgebietes und nicht auf Probenflächen definierter Größe. Eine umfangreiche flechtenfloristische Arbeit für die steirisch-niederösterreichische Grenzregion in unmittelbarer Nähe zum Untersuchungsgebiet hat jüngst BILOVITZ (2007) vorgelegt.

Auf definierte Flächeneinheiten (100 m × 100 m) bezogene Erhebungen sind aus den Ostalpen bisher nur für das Naturwaldreservat Rohrach in Vorarlberg (PFEFFERKORN-DELLALI & TÜRK 1999) veröffentlicht worden.

In der hier vorgelegten Studie wird die Diversität epiphytischer Flechtenarten in Waldparzellen definierter Größe (1 ha), die eine in einem präsumtiven Urwaldrest, die andere in einem angrenzenden Forst gelegen, also von Waldbeständen, die unter einigermaßen einheitlichen, weitgehend gleichen kleinklimatischen Bedingungen leben, erhoben und verglichen.

2. Methodik

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im südwestlichen Niederösterreich, in den nördlichen Ostalpen, östlich vom Lahnsattel, ca. 15 km östlich von Mariazell (Abb. 1). An den S–SW einfallenden Hängen der Weißmäuer sind hier in 930–1050 m Seehöhe am Unterhang über Werfener Schiefer, am Oberhang über teilweise dolomitisiertem Karbonatgestein urtümliche Buchen-Tannen-Fichtenwälder erhalten, an die nach Osten zu Fichten-Buchenforste mit eingestreuten Lärchen angrenzen. Die Altwaldbestände sind als „Urwaldrest Neuwald“ bekannt und die Besitzverhältnisse sind bei ZUKRIGL et al. (1963) geschildert. Nach KRAL & MAYER (1968) stellt der Urwaldrest tatsächlich eine Restfläche von mitteleuropäisch-montanem Primärwald dar. Ebendort ist auch einiges über die zeitliche Einordnung der Nutzung der Wälder im Umfeld nachzulesen. So haben erst im 19. Jahrhundert flächige Rodungen im ehemals großen Urwaldgebiet stattgefunden, hauptsächlich zur Brennholzversorgung von Wien, aber auch für kleine Eisen- und Hammerwerke in der näheren Umgebung. Die Kahlflächen wurden zögerlich und dann fast ausschließlich mit *Picea abies* aufgeforstet, ein Bestockungswandel, der sich auch in den entsprechenden Horizonten der Pollenprofile widerspiegelt.

Zur Charakterisierung der klimatischen Verhältnisse kann aus den Klimadaten für Mariazell zitiert werden (ZAMG). Die durchschnittlich ca. 1080 l/m^2 Jahresniederschlag mit Niederschlagsmaximum im Sommer (Julimittel ca. 145 l/m^2) und ein Tagesmittel der Lufttemperatur von etwa 6 °C (Januarmittel –2,3 °C, Julimittel 15,0 °C) weisen das Klima als winterkaltes, sommerkühles Waldklima aus. Aus der geographischen Situation im Staubereich des Nordrandes der Alpen erklären sich bei vorherrschendem Wind aus NW die durchschnittlich ca. 1590 Sonnenstunden/Jahr, das sind nur etwa 42 % der maximal möglichen Sonnenscheindauer, sowie die Summe der Neuschneemengen, im langjährigen Durchschnitt mehr als 330 cm/Jahr. Das Areal des Urwaldrestes liegt an einem geomorphologisch wenig gegliederten S-exponierten Hang und weist keine schluchtartigen Taleinschnitte auf; es ist daher mit keinen kleinklimatischen Besonderheiten gegenüber der Umgebung zu rechnen.

Die im Urwaldrest Neuwald stockenden Waldgesellschaften haben ZUKRIGL et al. (1963) klassifiziert, wobei der nordostalpine Buchen-Tannen-Fichtenwald, dort Abieto-Fagetum austriacum genannt, als zentraler Waldtyp hervorgehoben wurde. Buchen-Tannen-Fichtenwälder sind nach den pollenanalytischen Untersuchungen von KRAL & MAYER (1968) dort durchgehend seit dem älteren Subatlantikum, das ist seit etwa 2000 Jahren die dominante Waldgesellschaft. Aufbauend auf den Ergebnissen von ZUKRIGL et al. (1963) sind später von MAYER et al. (1972) waldbauliche Aspekte wie Bestandesaufbau, Holzvorrat, Mortalität, Verjüngungsdynamik und Entwickungsdynamik bearbeitet worden. Ebendort findet man neben detaillierten Bestandeskennzahlen auch Strukturschemata der wichtigsten Waldtypen sowie zwei Kärtchen, in denen einerseits die Verteilung der einzelnen Fagion-Waldgesellschaften, andererseits die Be-

standesentwicklungsphasen kartographisch dargestellt sind. Demnach befindet sich der überwiegende Anteil der Primärwaldfläche in der Terminal- bis Zerfallsphase (zusammen mehr als 75 % der Gesamtfläche des als Schutzwald aus der Bewirtschaftung genommenen Areals), während weniger als 10 % der Fläche der Verjüngungs- oder Initialphase zuzurechnen sind. Es ist also die urwaldtypische Entwicklungsdynamik massiv gestört und als Ursache dafür wurde intensiver Verbiss des Jungwuchses durch Schalenwild identifiziert. Wegen hoher Wilddichten unterblieb über Jahrzehnte hindurch die Verjüngung der Hauptbaumarten weitgehend, die *Abies alba* begünstigende Moderholzverjüngung praktisch vollständig (MAYER et al. 1972). Die Folge davon ist, dass die Baumart *Abies alba* praktisch nur in Form von mächtigen Individuen der oberen Baumschicht (mit Brusthöhendurchmessern nicht selten über 1 m) oder in Form von Keimlingen und stark verbissenen Jungpflanzen der Krautschicht, nicht jedoch als heranwachsende Bäume (mit Brusthöhendurchmessern von 5–30 cm) vorhanden sind. Wildverbiss gilt als wichtigste Gefahrenquelle für das langzeitige Überleben von Naturwaldreservaten (FLASCHENBERGER et al. 1990). Die untersuchte Fläche im Altwald (Plotbezeichnung „Urwald“) liegt im südlichen Teil des Urwaldrestes in etwa 950 m Seehöhe auf mäßig geneigtem Hang, im Übergangsbereich der Flächen, die von MAYER et al. (1972) als „Waldschachtelhalm-Fichten-Tannenwald“ beziehungsweise als „Braunerde-Waldmeister-Fichten-Tannen-Buchenwald mit Schaumkraut“ kartiert wurden (Abb. 1). Die Fläche wurde so gewählt, dass keine größeren Lichtungen eingeschlossen waren, Randphänomene daher weitgehend ausgeschlossen werden konnten.

Die in östlicher Nachbarschaft liegenden Flächen sind bei im Durchschnitt etwas steilerer Hanglage mit Wäldern bestockt, die als Forste oder Wirtschaftswälder mit dominanter Fichte zu klassifizieren sind (mit zerstreut stehenden, morschen Baumstümpfen, die glatten Hirnschnitte teilweise noch erhalten). Die gleichmäßige Altersstruktur (Brusthöhendurchmesser 30–50 cm, Brusthöhendurchmesser von deutlich mehr als 50 cm wurden nicht gemessen) der Bestände weist auf eine zeitgleiche Bestockung auf größeren Flächen hin, wobei der hohe *Fagus*-Anteil (> 30 %) in der Baumschicht auf eine teilweise Naturverjüngung hinweist. Die eingemischten, vermutlich altersgleichen Individuen des Lichtkeimers *Larix decidua* einerseits und das Fehlen von baumförmigen Individuen des Schattenkeimers *Abies alba* andererseits lassen vermuten, dass der vormals vorhandene Wald flächig abgetrieben wurde (Kahlschlag). Die zweite Untersuchungsfläche (Plotbezeichnung „Forst“) wurde im unmittelbar an den Altwald angrenzenden Wirtschaftswald, den man nach den vorherrschenden Baumarten als Fichten-Buchenwald bezeichnen könnte, in ca. 1000 m Seehöhe festgelegt (Abb. 1). Die Luftlinienentfernung zwischen den beiden Plots beträgt etwa 0,5 km.

2.2. Datenerhebung

Die Feldarbeiten wurden im April 1994 und Mai 1998 durchgeführt. Untersucht wurde sowohl im Urwaldrest Neuwald als auch im östlich angrenzenden Forst jeweils ein Quadrat von 100 m Seitenlänge (1 ha), dessen Außenkanten zumindest 50 m von Schlagflächen bzw. Forststraßen entfernt waren, um somit Randeffekte auszuschließen. Anlässlich beider Besuche sind die Waldparzellen intensiv nach epiphytischen Flechten abgesucht und die erhobenen Daten schließlich gemeinsam ausgewertet worden. Inspiziert wurden die Stämme inklusive des stehenden Totholzes von der Stammbasis bis in ca. 2 m Stammhöhe, das liegende Totholz auf die gesamte Länge. Arten höherer Stammabschnitte sowie des Kronendaches sind nicht berücksichtigt, da zu den Zeitpunkten der Besuche weder frisch umgestürzte Bäume noch jüngst abgefallene Kronenäste vorgefunden und Aufstiegshilfen nicht eingesetzt wurden.

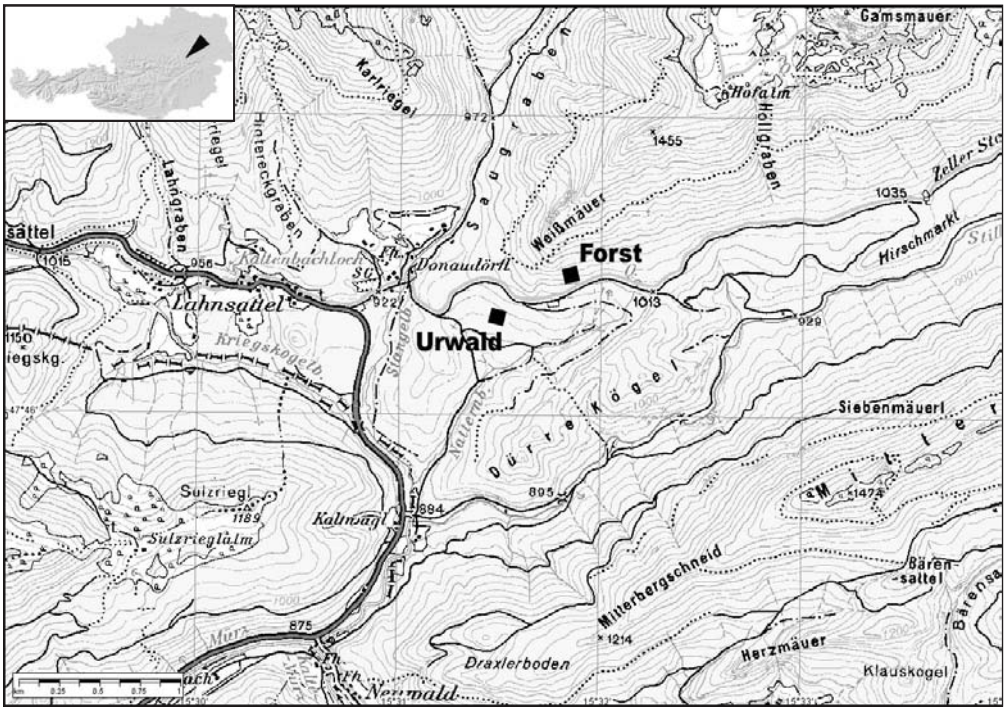

Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes mit den beiden Aufnahmeflächen „Urwald“ bzw. „Forst“ (Meridiane in WGS84; Ausschnitt aus digitaler ÖK 50.000, Austrian Map Fly, Version 4.0, BEV 2005). Insertkärtchen: Reliefkarte von Österreich. Die Pfeilspitze zeigt die Lage des Untersuchungsgebietes an.

2.3. Datenauswertung

Die aufgesammelten Proben wurden im Labor unter Anwendung lichenologischer Routinemethodik mittels der gängigen Bestimmungsliteratur (z. B. PURVIS et al. 1992, WIRTH 1995, CLAUZADE et al. 1989) bestimmt. Die Nomenklatur ist die der Checkliste für Österreich (HAFELLNER & TÜRK 2001) unter Berücksichtigung der taxonomischen Literatur der letzten Jahre. Für die Analyse von sekundären Flechtenstoffen in ausgewählten Belegen wurde die TLC-Methode eingesetzt (CULBERSON 1972, CULBERSON & AMMANN 1979, CULBERSON & JOHNSON 1982). Die Belege der Arten werden – soweit nicht anders vermerkt – im Herbarium GZU aufbewahrt. Die Auswertung und graphische Aufbereitung der Ergebnisse erfolgte über Excel-Tabellen.

Verwendete Abkürzungen und Zeichen:

cor auf Borke

bry auf epiphytischen Moosen

↑ auf stehendem Totholz (stehende Stämme und Baumstümpfe, Holzabbaustufen nicht differenziert)

→ auf liegendem Totholz (liegende Stämme, Holzabbaustufen nicht differenziert)

3. Ergebnisse

Im Folgenden werden verschiedene Vergleiche zwischen Urwald und Forst angestellt. So nicht eigens darauf hingewiesen wird, sind in den folgenden Gegenüberstellungen nur die lichenisierten Pilze berücksichtigt. Primärdaten in Tabellenform befinden sich im Anhang (Appendix).

3.1. Artendiversität

Insgesamt wurden im Urwald auf 1 ha Waldfläche 126 Flechtentaxa sowie 5 nicht lichenisierte Ascomyceten (eine nicht repräsentative Auswahl von Kleinpilzen, die Lichenologen häufig mitsammeln) und 20 Arten von lichenicolen Pilzen festgestellt, im Forst in einem gleich großen Areal hingegen nur 58 Flechtentaxa und 5 lichenicole Pilze (siehe Abb. 2).

Vergleicht man die Wirtsspektren der lichenicolen Pilze (aus Tab. 2 und 4), so erkennt man, dass die meisten Flechtenarten (alle mit Ausnahme von *Biatora helvola*, *Pertusaria pertusa* und *Thelotrema lepadinum*), die im Plot „Urwald“ von lichenicolen Pilzen besiedelt vorgefunden wurden, auch im Plot „Forst“ vorkommen, dort aber keinen Befall aufwiesen.

3.2. Artendiversität in Bezug auf das besiedelte Substrat

Wesentliche Unterschiede zwischen dem Urwald und dem Forst liegen zum einen in der Artenzusammensetzung der dominierenden Baumarten, zum anderen in strukturellen Merkmalen, wie Stammklassen und Totholzanteil. Im Plot „Urwald“ ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) mit etwa 40 % die dominante Baumart, während Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) mit annähernd gleicher Individuenzahl (jeweils etwa 30 %) vertreten sind; Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) kommt nur mit einem baumförmigen Individuum vor. In nach Braun-Blanquet durchgeführten Vegetationsaufnahmen (ZUKRIGL et al. 1963) wird die Artenzusammensetzung in der Baumschicht bestätigt, allerdings erreicht *Abies alba* in der Baumschicht in der kombinierten Abundanz-Dominanz-Skala die höchsten Werte. *Acer pseudoplatanus* ist nur in Aufnahmen des Oberhanges mit niedrigen Deckungswerten vertreten.

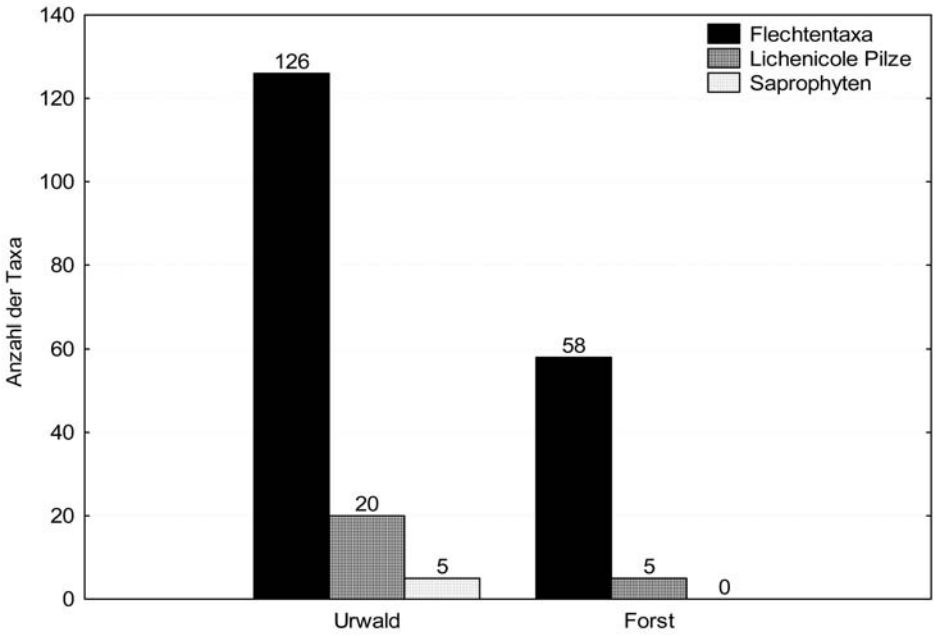

Abb. 2: Vergleich der Artendiversität lichenisierter, lichenicoler und nicht lichenisierter Ascomyceten (Saprophyten) zwischen Urwald und Forst.

Dagegen ist im Plot „Forst“ die Fichte (60 %) etwa doppelt so häufig wie die Rotbuche; weiterhin kommen einige Lärchen (*Larix decidua*) und je ein baumförmiges Individuum von Bergulme (*Ulmus glabra*) und Bergahorn vor.

Vergleicht man die Substrattypen Laubbaum-, Nadelbaumborke und Totholz auf ihren Flechtenbewuchs hin, so zeigt sich, dass im Urwald die Artendiversität auf allen Substrattypen deutlich höher ist als im Forst; die höchste Differenz ist in der Besiedelung des Totholzes zu finden (vgl. Abb. 3). Obwohl die Nischendiversität der Laubbaumborken im Forst weit geringer ist (fast alle Laubbaumindividuen befinden sich in der selben Altersklasse, wodurch die Amplitude im Wasserspeichervermögen der Borken gering ist) als im Urwald, weisen in beiden Untersuchungsflächen die Laubbäume den höchsten Reichtum an epiphytischen Flechten auf, gefolgt von Nadelbäumen und Totholz.

Die einzelnen Phorophytenarten tragen mit ihrem Epiphytenbesatz in recht unterschiedlichem Ausmaß zur Gesamtartendiverstität des Plots bei (Abb. 4). Im Urwald erweist sich die Rotbuche mit 69 Arten als flechtenreichstes Substrat, Fichte und Tanne folgen jeweils mit etwa halb so vielen Arten. Die Werte für Rotbuche, Tanne und Fichte sind vermutlich von der Anzahl der untersuchten Phorophytenstämme (und damit der inspizierten Gesamtfläche) beeinflusst, da die drei Baumarten nicht mit gleich vielen Individuen in der Beobachtungsfläche vertreten sind – Rotbuche hat eine überdurchschnittliche, Tanne und Fichte haben eher eine unterdurchschnittliche Artengarnitur. Stehendes und liegendes Totholz leisten mit je 24 Arten (insgesamt 47 Arten, davon 26 nur auf Totholz beobachtet) einen wichtigen Beitrag zur Gesamtdiversität des Urwaldes. Der einzelne Bergahorn des Plots beherbergt immerhin noch 9 Flechtenarten.

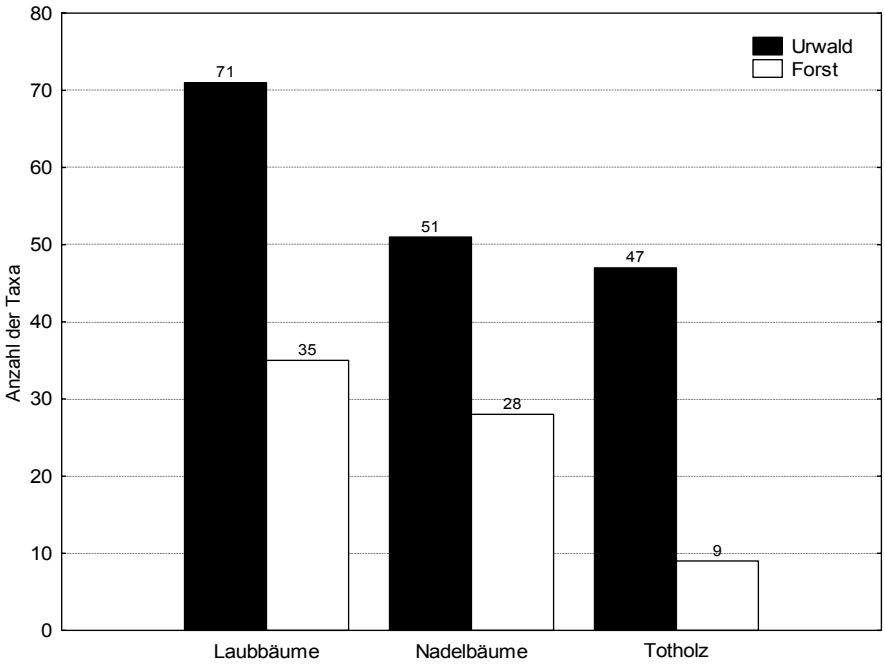

Abb. 3: Vergleich der Artendiversität auf den verschiedenen Substrattypen im Urwald bzw. Forst.

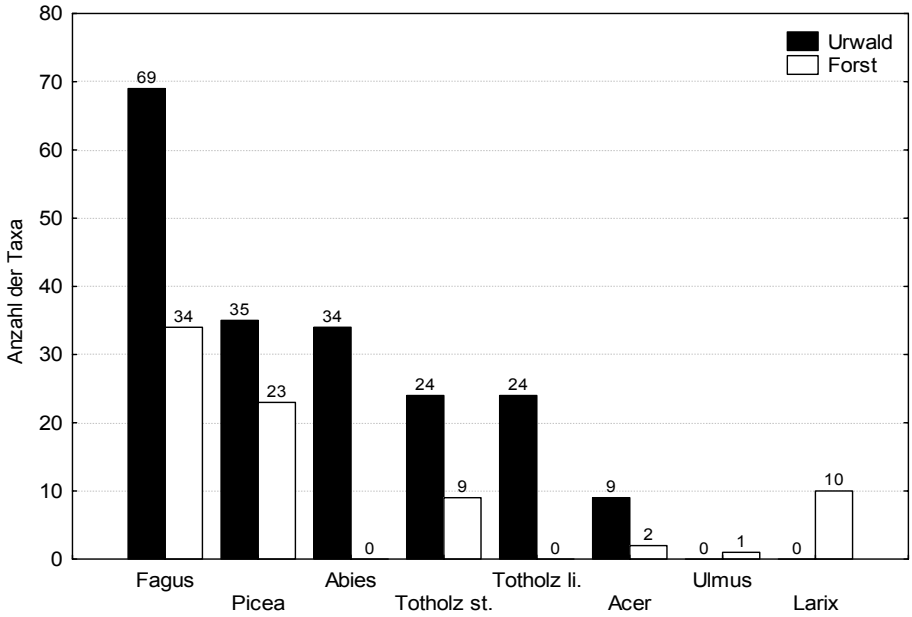

Abb. 4: Vergleich der Flechtendiversität in absoluten Zahlen auf den einzelnen Phorophyten bzw. Totholztypen zwischen Urwald und Forst (Totholz li.= liegendes Totholz; Totholz st. = stehendes Totholz).

Auch im Forst ist die Rotbuche das flechtenreichste Substrat (34 Arten), obwohl sie in weit geringerer Individuenzahl zur Verfügung steht als die Fichte. Der Unterschied zur Fichte ist hier nicht so ausgeprägt wie im Urwald. Auf Stammborke von Lärche finden sich 10 Arten, auf stehendem Totholz, das sich aus wenigen unterschiedlich vermorschten Baumstümpfen rekrutiert, werden 9 Flechtenarten nachgewiesen. Ahorn und Ulme erreichen im Forst nur unbedeutende Diversitätswerte, Tanne und von umgestürzten Stämmen herrührendes, liegendes Totholz fehlen als Substrat. Totholz, das in Form von zu Boden gefallenen Ästen zur Verfügung stand, war ohne Flechtenbewuchs und blieb daher unberücksichtigt.

In der prozentualen Aufteilung der Flechtendiversität auf die einzelnen Substrattypen im Verhältnis zur Gesamtdiversität ergeben sich für Urwald und Forst auf den ersten Blick recht ähnliche Bilder (Abb. 5), allein im Urwald kommen etwa ein Drittel aller Arten auf Laubbaumborke vor, während im Forst beinahe die Hälfte aller Arten auf Laubbäumen lebt.

3.3. Thallusorganisationstypen

Flechten werden vereinfacht nach ihrer Thallusorganisation in Krusten-, Laub- und Strauchflechten eingeteilt. Krustenflechten sind oft unter den ersten Besiedlern junger Borken. Laubflechten sind für Flechten recht raschwüchsig und in der Lage, Substratoberflächen abzudecken, wodurch vielleicht vorher auf diesen Borkenpartien vorhandene Krustenflechten zum Absterben gebracht werden. Die Organisationsform der Strauchflechte hat aus rein morphologisch-statischer Sicht die höchste Differenzierung erfahren und ist am besten geeignet, den dreidimensionalen Raum auszunutzen. Aggressive lichenicole Pilze wiederum können

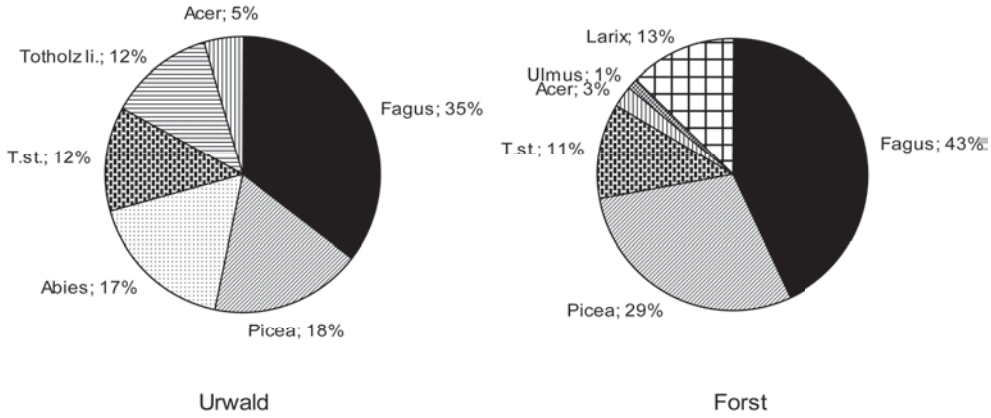

Abb. 5: Prozentualer Vergleich der Flechtendiversität auf den einzelnen Phorophyten bzw. Totholz zwischen Urwald und Forst (Totholz li. = liegendes Totholz; T. st. = stehendes Totholz).

selbst große Flechtenlager in relativ kurzer Zeit hinwegraffen, wodurch Flächen für neuerliche Sukzessionsabläufe geöffnet werden. Aus diesen Gründen spiegelt sich die Diversität einer Flechtengesellschaft auch in ihrer Zusammensetzung aus verschiedenen Thallusorganisationsformen wider.

Die vorliegende Untersuchung lässt bei einer Darstellung der prozentuellen Anteile am Gesamtartenreichtum kaum nennenswerte Unterschiede in der Verteilung der Thallusorganisationstypen zwischen Urwald und Forst erkennen (Abb. 6). Krustenflechten stellen zwei Drittel aller Arten der untersuchten Flächen, Laubflechtenarten weniger als ein Viertel, doch immerhin noch doppelt so viel wie Strauchflechten. Ausdrücklich sei darauf hingewiesen, dass die Graphik keinesfalls als Abundanz- oder Dominanzvergleich interpretiert werden darf.

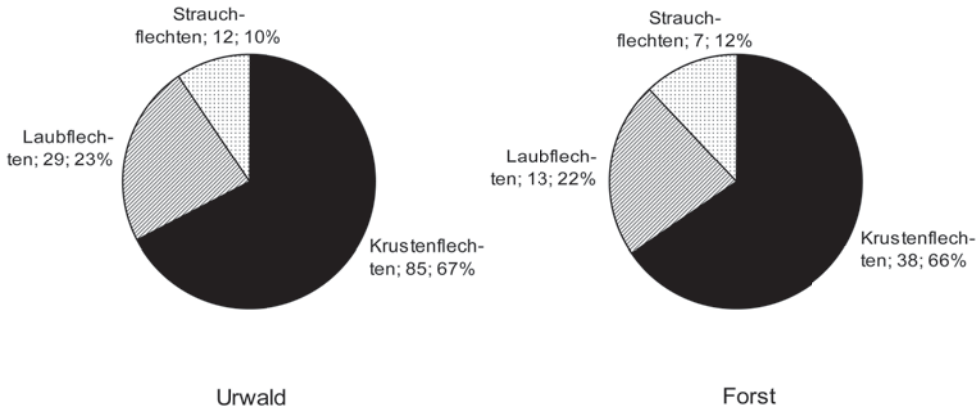

Abb. 6: Vergleich der Thallusorganisationstypen zwischen Urwald und Forst. Der erste Wert eines jeden Datenlabels gibt die absolute Zahl der Flechtentaxa der jeweiligen Thallusorganisation an, an zweiter Stelle steht der prozentuelle Anteil.

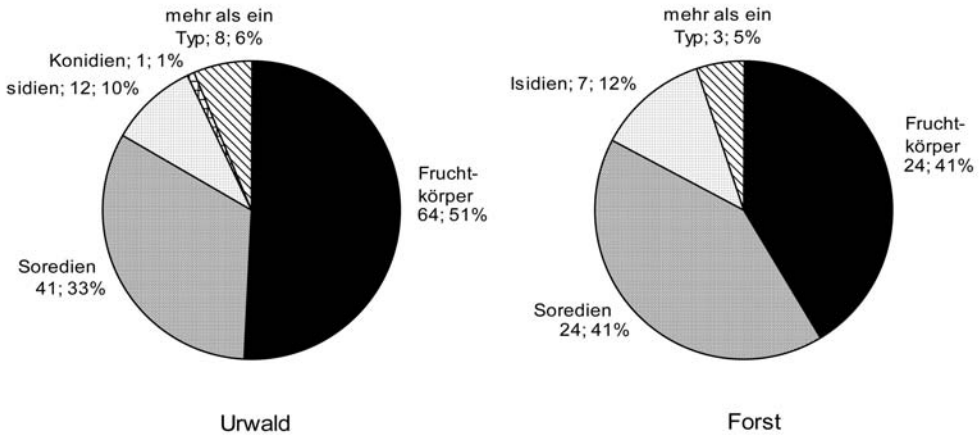

Abb. 7: Prozentuelle Verteilung der Reproduktionstypen in Urwald und Forst. Der erste Wert der Datenlabels gibt die absolute Häufigkeit, der zweite den prozentuellen Anteil an. Thalluslobuli werden als Ausbreitungsorgane unter den Isidien geführt.

3.4. Die Reproduktionsgrundtypen

Die Gegenüberstellung von Urwald und Forst in Bezug auf die vorkommenden Reproduktionstypen erfolgt in Abb. 7. Abgesehen vom Unterschied, der durch die stark divergierende Anzahl der vorhandenen Flechtentaxa impliziert wird, treten in der Verteilung der Typen kaum größere Unterschiede auf. Im Urwald sind neben den drei häufigen Reproduktionsorganen Fruchtkörper, Soredien und Isidien zusätzlich Konidien als Ausbreitungseinheiten entwickelt (bei den beiden Arten *Anisomeridium polypori* und *Cheiromycina flabelliformis*). *Jamesiella anastomosans* besitzt neben dem gelegentlichen Auftreten von Apothecien vegetative Diasporen vom seltenen Typ der Thlasidien, die nach der Interpretation von LÜCKING et al. (2005) isidiiforme Hyphophoren darstellen. Die beiden letztgenannten Formen der Vermehrung wurden im Forst nicht festgestellt. Während im Forst fruchtkörper- und soredienbildende Flechten annähernd gleich verteilt sind (43 % bzw. 41 %), verschiebt sich dieses Gleichgewicht im Urwald zu Gunsten der generativen Vermehrung (53 % bzw. 41 %), das heißt der Urwald ist nicht nur absolut sondern auch anteilsmäßig reicher an fertilen Arten als der Forst. Isidienbildende Arten treten in beiden Waldtypen mit annähernd gleichen Prozentwerten auf.

3.5. Die Pilzgruppen

Schlüsselt man die Diversität nach den beteiligten Pilzordnungen – jüngste aus Sequenzdaten gewonnene Erkenntnisse über die verwandtschaftlichen Beziehungen der einzelnen Pilzgruppen untereinander sind nicht berücksichtigt – genauer auf (Abb. 8), so fällt auf, dass die Gruppe der Lecanorales p.p. in beiden Aufnahmeplots mit Abstand die artenreichste Pilzgruppe ist, gefolgt von den Arthoniales und den calicioiden Pilzen (diese werden heute überwiegend zu den Lecanorales gerechnet).

Wesentliche Unterschiede bestehen jedoch in der Anzahl der vertretenen Pilzgruppen – der Urwald ist mit 13 Pilzgruppen um 5 Gruppen reicher als der Forst – und in der prozentuellen Verteilung der Arten auf die einzelnen Pilzordnungen (vgl. Abb. 9). So etwa stellen die

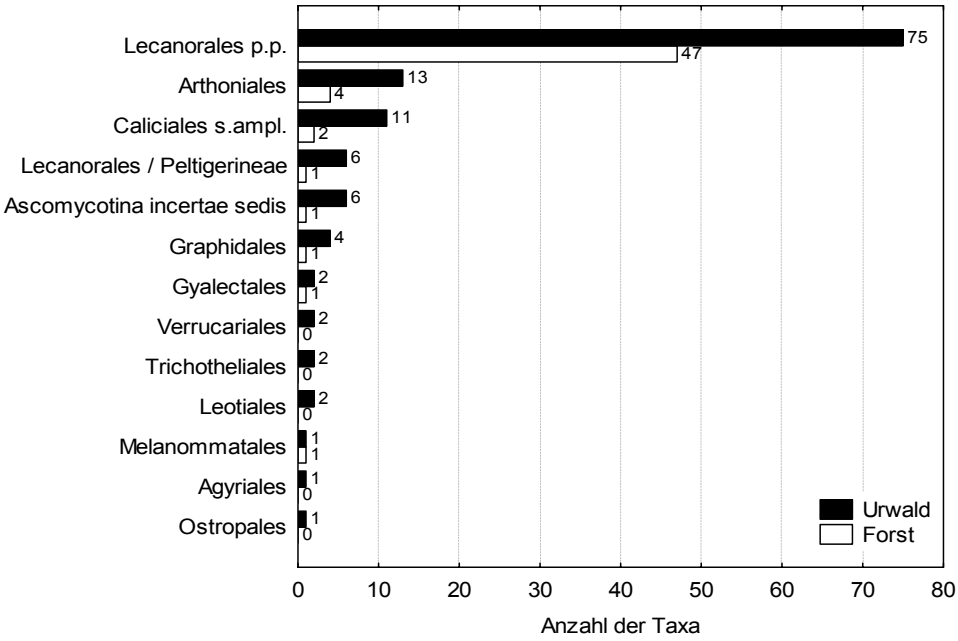

Abb. 8: Vergleich der Großgruppen lichenisierter Pilze zwischen Urwald und Forst in absoluten Artenzahlen. Anmerkung: Die Rubrik Lecanorales pro parte exkludiert die Peltigerineae und calicioide Lecanorales; diese werden wegen des in der Fachliteratur diskutierten Zeigerwertes separat geführt.

Lecanorales p.p. im Urwald 60 % der Arten, während sie im Forst 81 % erreichen. Die ebenfalls zu den Lecanorales zählenden Peltigerineae, i.d.R. Laubflechten mit Cyanobakteriensymbionten, sind im Urwald mit 6 Arten (4,7 %) deutlich artenreicher repräsentiert als im Forst (1 Art, 17 %). Eine ähnlich polarisierte Verteilung liegt bei den calicioiden Krustenflechten (als Caliciales s. ampl.) vor (8,7 % bzw. 3,5 %). Bei den Arthoniales ist der Unterschied etwas geringer.

3.6. Gefährdete Arten

Ein aus naturschutzfachlicher Sicht interessanter Ansatz vergleicht das Gefährdungspotenzial der vorkommenden Arten zwischen Urwald und Forst. Eine große Anzahl von epiphytischen Flechten, im Besonderen Arten geschlossener Wälder, werden in Europa als in starkem Rückgang begriffen erlebt, weswegen viele von ihnen in nationale Rote Listen aufgenommen wurden (z. B. Österreich: TÜRK & HAFELLNER 1999, Schweiz: SCHEIDEGGER et al. 2002, Slowakei: PIŠÚT et al. 2001, Deutschland: WIRTH et al. 1996).

Die Gegenüberstellung der Flechtenanteile je Gefährdungskategorie verdeutlicht die Sensibilität des Urwaldhabitats insofern, als 27 % der vorkommenden Arten – das sind 34 Arten – in Österreich als bedroht gelten (nur außeralpin gefährdete Arten nicht mitgezählt). Dabei umfasst das Gefährdungspotenzial 3 % „potenziell gefährdete“, 20 % „gefährdete“ und 4 % „stark gefährdete“ Arten. Die stark gefährdeten Flechten sind *Agonimia allobata*, *Allocetraria oakesiana*, *Calicium denigratum*, *Chaenotheca phaeocephala* und *Dimerella lutea*. Im Forst ist das Gefährdungspotenzial um Vieles geringer, da nur 12 % der 58 aufgefundenen Flechten – das

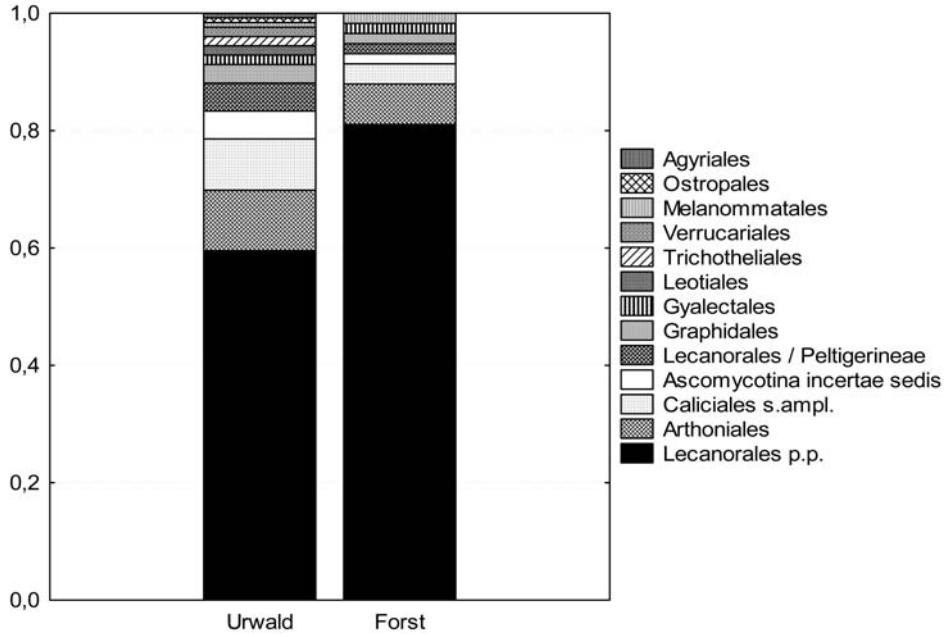

Abb. 9: Prozentueller Vergleich der Artanteile je Pilzgruppe zwischen Urwald und Forst.

sind 7 Arten – Rote Liste-Arten sind. Darunter befinden sich 2 „potenziell gefährdete“ und 5 „gefährdete“ Arten (siehe Abb. 10).

3.7. Arten außerhalb der Vergleichsfläche

Außerhalb des untersuchten Urwaldplots, jedoch im Bereich des Urwaldes, wurden folgende weitere Arten aufgesammelt: *Buellia schaereri*, *Calicium glaucellum*, *Calicium parvum* (cor, *Abies*), *Candelariella vitellina* (cor, bry, *Fagus*), *Cladonia cryptochlorophaea*, *Hypocenomyce friesii*, *Hypocenomyce scalaris*, *Lichenomphalia hudsoniana*, *Peltigera canina* (bry, cor, *Fagus*), *Peltigera degenii*, *Pertusaria coronata* (cor, *Fagus*) und *Pertusaria hemisphaerica* (cor, *Fagus*). Die Belege dazu liegen im Herbarium Harald Komposch.

4. Diskussion der Ergebnisse

4.1. Artendiversität

Die im Urwald Neuwald beobachtete Diversität von 126 Flechtenarten auf 1 ha Waldfläche ist deutlich höher als die im Naturwaldreservat Rohrach in Vorarlberg beobachtete (PFEFFERKORN-DELLALI & TÜRK 1999), wo sich nach der Meinung der Autoren Luftschadstoffe negativ auf die Diversität auswirken, und auch höher als die in borealen Nadelwäldern (KUUSINEN & SIITONEN 1998). Vergleiche mit anderen Waldgebieten Zentraleuropas sind deswegen nicht möglich, weil die floristischen Erhebungen dort nicht auf eine Flächeneinheit bezogen durchgeführt wurden. Dies gilt auch für den unserem Untersuchungsgebiet nächst gelegenen Urwaldrest Rotwald (SCHAUER 1965, TÜRK & BREUSS 1994, BILOVITZ 2007). Im Naturwaldreservat Kesselfall

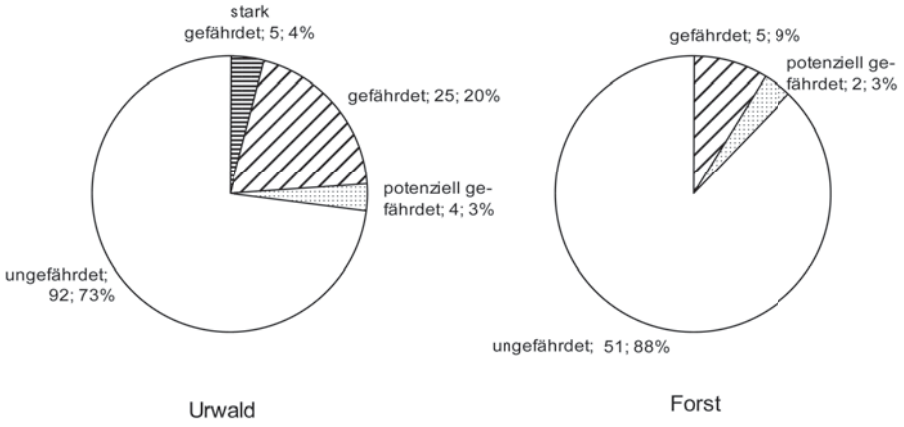

Abb. 10: Vergleich von prozentuellen Anteilen je Gefährdungskategorie der Flechtentaxa zwischen Urwald und Forst. Werte in absoluten Zahlen und Prozent der Gesamtdiversität.

(Salzburg, Hohe Tauern) haben RÜCKER & WITTMANN (1995) im ganzen Schutzgebiet von insgesamt ca. 45 ha mit dominierendem Bergahorn-Bergulmenwald und auf allen Substratnischen, inklusive im Wald ausbeißender Felsschrofen, 153 Arten festgestellt.

Die im Vergleich zum Forst viermal so große Diversität an lichenicolen Pilzen im Plot „Urwald“ stimmt mit der auch andernorts gemachten Beobachtung überein, dass naturnahe Flechtensynusien reicher an lichenicolen Pilzen sind als solche, die unter Stressbedingungen vegetieren oder als Pioniergesellschaften einzustufen sind. LAWREY & DIEDERICH (2003) formulieren die Hypothesen, dass die Artendiversität sowohl der Flechten als auch der lichenicolen Pilze ansteigen, je länger die Sukzession andauert, während durch Störungen vereinfachte Flechtengesellschaften oder frühe Sukzessionsstadien von Flechtensynusien hauptsächlich von nekrotrophen Generalisten attackiert werden. Letztere kommen allerdings auch in Altwäldern vor. In naturnahen Wäldern ist es beispielsweise immer wieder *Menegazzia terebrata*, die massiv von *Lichenoconium erodens*-Befall betroffen ist, in dessen Folge sich die älteren Thallusteile dunkel färben und schließlich absterben.

4.2. Substrattypen

Die Zahl der Baumarten scheint auf dem ersten Blick für einen Urwald gering, ist aber für Fagion-Gesellschaften in der Montanstufe der Ostalpen wohl typisch und als Ausdruck der hohen Konkurrenzkraft der Hauptbaumarten zu sehen. Wälder sehr ähnlicher Artenzusammensetzung und Struktur haben ZUKRIGL et al. (1963) auch für den Urwaldrest „Rotwald“ mit Vegetationsaufnahmen dokumentiert. Die von denselben Autoren dort ebenfalls untersuchten naturnahen Wirtschaftswälder der näheren Umgebung lassen sich zwanglos in die Tabelle einfügen. Für ein Waldschutzgebiet in Vorarlberg geben SCHNELL & PETER (1999) im naturnahen Waldmeister-Buchen-Tannen-Mischwald außer Rotbuche, Tanne, Fichte und Bergahorn nur noch Esche (*Fraxinus excelsior*) und Bergulme mit geringer Stetigkeit und niedrigen Abundanzwerten an (Anmerkung: Größe der Aufnahmeflächen nicht angegeben).

Der Vergleich zeigt deutlich, dass die Zahl der verfügbaren Phorophytenarten nur von sekundärem Einfluss auf die Gesamtdiversität ist, sind doch im Plot „Forst“ sogar mehr Phorophytenarten vorhanden als im Plot „Urwald“ (vgl. Tab. 1, 3). Vielmehr ist die Zahl der verfügbaren ökologischen Nischen, die ganz wesentlich von der Bestandesstruktur und einem breiten Spektrum an Mikroklimaten sowie den verschiedenen Texturen von Borken und Abbaustadien von Totholz abhängen, entscheidend. Ähnliches äußern WIRTH (1976), der außer in Urwäldern in plenterartig genutzten Wäldern die besten Chancen für das Erhalten einer hohen Diversität unter den Epiphyten sieht, und TÜRK & PFEFFERKORN-DELLALI (1998).

Totholz (gemeint ist coarse woody debris, CWD) setzt sich aus 3 unterschiedlichen Formen (Stümpfe = stumps, stehende Stämme = snags, beide hier zusammengefasst in „Totholz stehend“; liegende Stämme = logs, hier „Totholz liegend“ genannt) zusammen, die jeweils in einer Reihe von unterschiedlichen Qualitäten (Holzabbauklassen) vorliegen können. Totholz hat als in sich diverser Substrattyp mit zahlreichen Nischenstrukturen daher das Potential, zahlreichen Flechtenarten ein Überleben zu sichern. Nach den Ergebnissen von FORSSLUND & KOFFMAN (1998), wonach in Altwäldern vor allem die Diversität an Totholzqualitäten signifikant höher ist als in Wirtschaftswäldern, wird vermutlich darin die deutlich höhere Flechtendiversität auf Totholz begründet sein. Andererseits haben FORSSLUND & KOFFMAN (1998) festgestellt, dass die Artenzahl pro Totholzeinheit als auch der Anteil an obligat lignicolen Arten an der Gesamtdiversität auf Holz in Altwäldern und Wirtschaftswäldern durchschnittlich gleich hoch waren. Ob dies auch außerhalb Zentralschwedens, wo jene Untersuchung durchgeführt wurde, Gültigkeit hat, wäre wert zu überprüfen, können wir aber aus den eigenen Daten nicht herauslesen.

4.3. Lebensformen

Das Lebensformenspektrum der Flechten umfasst sowohl im Urwald als auch im Forst alle drei Grundtypen, Krusten-, Laub- und Strauchflechten. Dabei ist die prozentuelle Verteilung in beiden Lebensräumen praktisch dieselbe (siehe Abb. 6). Die Vermutung liegt nahe, dass die Häufigkeitsverteilung der Thallusorganisationsformen, zumindest wenn sie sich die Untersuchung wie in unserem Fall auf den untersten Stammabschnitt beschränkt, keinen Hinweis auf die Naturnähe eines Waldes zu geben im Stande ist. Sehr wohl wird aber die Phytomasse von alectorioiden Flechten (*Alectoria sarmentosa*, *Bryoria* spec. div.) als eine Kenngröße für den ökologischen Zustand von Wäldern benutzt (RENHORN & ESSEEN 1995, ESSEEN et al. 1996). Demnach tragen Äste von Fichten in borealen Altwäldern Skandinaviens signifikant größere Mengen alectorioider Flechten als in Wirtschaftswäldern. Am unteren Stammabschnitt spielen alectorioide Flechten in keiner der beiden Probenflächen für unsere Studie eine bedeutende Rolle. Um Daten für diese Fragestellung in einem mitteleuropäischen Wald der Montanstufe zu erheben, könnten entweder frisch gefällte Bäume studiert werden oder es wäre eine Aufstiegshilfe ins Kronendach notwendig.

4.4. Reproduktionstypen

Der höhere Anteil an generativen Reproduktionstypen im Urwald (vgl. Abb. 7) wird mit der langen ökologischen Kontinuität des Ökosystems in Zusammenhang gebracht. Pionierarten breiten sich häufig vegetativ aus, das bedeutet, sie bringen die kongenialen symbiontischen Algen mit den Diasporen mit. Eine Vorabbesiedelung der Substratoberflächen mit potenziellen Flechtenalgen ist nicht notwendig. Stenöke Arten der seltener verwirklichten ökologischen Nischen (z. B. gut Wasser speichernde alte Borken) sind häufig fertile Arten spä-

ter Sukzessionsstadien (z. B. *Arthonia leucopellaea*, *Dimerella lutea*, *Gyalecta truncigena*, *Lecanactis abietina*, *Lopadium disciforme*, *Thelotrema lepadinum*). Ausnahmen von dieser Grundtendenz sind zum einen die Pionierarten auf Rinden und dünnen, glatten Borken junger Stämme oder Äste von Gehölzen (z. B. *Lecania cyrtella*, *Lecania naegelii*, *Catillaria nigroclavata*, *Scoliciosporum chlorococcum*, u. a.), zum anderen einige Spezialisten geschlossener Wälder, wie die fertile *Loxospora cismonica*, die zumindest im Ostalpenraum bevorzugt jüngere Tannen (etwa bis Stammdurchmesser 20 cm) besiedelt, und demnach im Plot Urwald mit seiner in Folge hoher Wilddichten gestörten Dynamik ausgesprochen selten ist. Im Einzelfall ist es auch das hohe Alter der Bäume in Verbindung mit einem optimalen Mikroklima, das manchen, im Allgemeinen steril anzutreffenden Flechten ermöglicht, ihren gesamten Lebenszyklus zu durchlaufen und schließlich Fruchtkörper zu entwickeln.

Der Forst ist hingegen durch eine Mehrheit sich vegetativ vermehrender Arten gekennzeichnet (53 %). Dies wird als Resultat der relativ kurzen Umtriebszeit und der damit verbundenen stark verkürzten Zeitspanne, die für eine Kolonisation zur Verfügung steht, interpretiert. Die epiphytischen Flechtensynusien im Forst werden also als frühe Sukzessionsstadien aufgefasst, die tendenziell einen höheren Anteil sich vegetativ ausbreitender Arten beinhalten. Für viele fertile Arten ist entweder die Zeitspanne für eine Besiedelung zu kurz oder die Waldentwicklung ist so kurz, dass sich die Nischenstrukturen für so manche der fertilen Arten noch nicht ausgebildet haben (z. B. Borken mit einer bestimmten Textur als Folge hohen Alters der Baumindividuen).

4.5. Pilzgruppen

Das reichliche Auftreten von Vertretern bestimmter Pilzgruppen ist ein erstes Indiz für die Naturnähe einer konkreten Waldfläche.

Beispielsweise zeigt das reichliche Vorhandensein von calicioiden Flechten (Stecknadelkopfflechten, „Caliciales s. ampl.“, werden heute als polyphyletisch aufgefasst und teilweise den Lecanorales zugerechnet, teilweise als eigene Ordnung Mycocaliciales geführt; vgl. TIBELL & WEDIN 2000, WEDIN & TIBELL 1997, WEDIN et al. 2000) einen geringen Hemerobiegrad, eine kontinuierliche Entwicklung über lange Zeiträume beziehungsweise eine Strukturvielfalt im untersuchten Wald an (vgl. TIBELL 1992; SELVA 1994, HOLIEN 1996, 1998; vgl. Abb. 8).

Gut mit dem Alter des Waldes scheint das Fehlen oder Vorhandensein der Makroflechten mit Cyanobakteriensymbionten korreliert zu sein (ROSE 1976, 1988, GAUSLAA 1994, KUUSINEN 1996a, KONDRATYUK et al. 1998). Während im Urwald 6 Arten aus dieser Gruppe angetroffen werden können, wurde im Forst nur die euryöke *Peltigera praetextata* vorgefunden. Manche der als Arten von Altwäldern bekannten Flechten waren im Plot Urwald nicht nachweisbar (wir suchten vergeblich nach *Sticta sylvatica*, *Nephroma*-Arten, *Peltigera collina* u. a.), und trotzdem ist der Diversitätsunterschied zwischen den Plots „Urwald“ und „Forst“ augenfällig. Andererseits sehen wir unsere Ergebnisse auch als Hinweis darauf, bei Fragen nach der ökologischen Kontinuität von Wäldern auf das Fehlen der einen oder anderen Art aus dieser Gruppe nicht zu großes Gewicht zu legen, wenn selbst in Urwäldern so manche von ihnen fehlen kann. Das wird beispielsweise bei der Auswahl eines Sets von Indikatorarten für einen regionalen RIEC (revised index of ecological continuity) nach ROSE (1976) zu berücksichtigen sein.

Im Plot „Urwald“ ist nicht nur die Gesamtdiversität lichenisierter Pilzarten deutlich höher als im „Forst“, es ist auch die Zahl der höherrangigen Taxa größer. Es besteht hier anscheinend eine Korrelation zwischen Artenzahl und der Zahl höherrangiger Taxa, wie sie in der Biodiversitätsforschung als allgemein gültiger Zusammenhang beschrieben ist (GASTON 1996).

Die Diversität von lichenisierten Pilzen auf Gattungsniveau als Maß für die Artendiversität auf definierten Probenflächen zu verwenden, ist auch in anderem Zusammenhang schon versucht worden (BERGAMINI et al. 2005).

4.6. Rote Liste Arten

Nachdem der Urwald Neuwald in einem relativen Reinluftgebiet liegt, im Umkreis von mehr als 50 km gibt es nach dem Wissen der Verfasser keinen größeren Emittenten, sollten die Diversität, im Besonderen an Arten aus der Rote Liste, ein einigermaßen charakteristisches Bild über die Schutzwürdigkeit abgeben. Denn wie sehr Luftschadstoffe das Bild verändern können, haben PFEFFERKORN & TÜRK (1995) für Waldflächen in Vorarlberg aufgezeigt, wo unter dem Einfluss von Luftschadstoffen selbst in einem Naturwaldreservat die Gesamtartenzahl und die Zahl der Rote Liste-Arten (noch beurteilt nach der 1. Fassung von TÜRK & WITTMANN 1986, die vor allem Makroflechten enthält) sehr niedrig waren. Eine neuerliche, genauere Erhebung (PFEFFERKORN-DELLALI & TÜRK 1999) erbrachte zwar verbesserte Werte (etwa 100 Arten von Epiphyten auf 47,5 ha), jedoch die maximal 31 Arten pro Hektar zeigen, dass die Artendiversität der Flechten weiterhin unter den Immissionen leidet.

Großflechten aus dem Lobarion-Verband kommen überraschenderweise im Plot Urwald nicht in der Artenzahl und Abundanz vor, wie man vielleicht vermuten würde (siehe Kap. 4.5.). Weder eine *Sticta*- noch eine *Nephroma*-Art konnte auf der Probenfläche aufgespürt werden, und von manchen der gefundenen Arten (z. B. *Pannaria conoplea*) sahen wir im Plot nur wenige Thalli. Mögliche Gründe dafür können nur vermutet werden. So wuchs im ganzen Plot nur ein Individuum von *Acer pseudoplatanus* mittleren Alters, die Borke von Bergahorn ist aber der Substrattyp, auf dem beispielsweise *Nephroma*-Arten im Ostalpenraum besonders häufig angetroffen werden. So betonen beispielsweise RÜCKER & WITTMANN (1995), dass in dem von ihnen untersuchten Bergahorn-Bergulmenwald Lobarion-Arten verbreitet und häufig sind. Aus der Felderfahrung wissen wir, dass Lobarion-Großflechten in den Ostalpen auch in größeren Gebieten immer wieder nur punktuell auftreten, dann aber oft gleich mehrere Arten auf einem Baumindividuum entsprechenden Alters.

4.7. Indikatorarten

Es wird vermutet, dass Epiphytengesellschaften des Lobarion-Verbandes in den nacheiszeitlichen Urwäldern mit einem hohen Anteil an laubwerfenden Bäumen in West- und Zentraleuropa prägend waren (ROSE 1988, 1992), und dass demnach heutige Vorkommen aus diesen Assoziationen Hinweise auf ein durchgehend erhalten gebliebenes Waldklima geben können, d. h. die ökologische Kontinuität (EC) über sehr lange Zeiträume gewahrt geblieben ist. Diese Annahme wird neben vielen Feldbeobachtungen in Wäldern mit dokumentierter Reviergeschichte auch durch experimentelle und genetische Studien unterstützt, beispielsweise bezüglich der beschränkten Wiederausbreitungsmöglichkeiten von *Lobaria pulmonaria* (SCHEIDEGGER 1995, SCHEIDEGGER et al. 1995) oder der unterschiedlichen Genotypendiversität von Reliktpopulationen von *Lobaria pulmonaria* (ZOLLER et al. 1999, WALSER et al. 2004). Andererseits gibt es aber auch erhebliche Probleme, sowohl bezüglich dafür geeigneter Bioindikatoren als auch im Konzept der EC, denn es überschätzt die Bedeutung der Geschichte der lokalen Landnutzung und unterschätzt die Bedeutung von Walddynamik und bestimmten Strukturparametern (OHLSON et al. 1997, LINDENMAYER et al. 2000, NORDÉN & APPELQVIST 2001, ROLSTAD et al. 2002).

Gerade aber für die Bedürfnisse des Naturschutzes schien es wünschenswert, den ökologischen Wert eines Waldes mit einer Zahl zu beschreiben, wobei die Zahl von Indikatorarten die variable Größe darstellt. Mit der Entwicklung einer leicht anwendbaren Formel und dem Herausfiltern von Arten mit Indikatorwert hat sich Rose seit den frühen 70er Jahren beschäftigt, wobei die Berechnungsgrundlagen sukzessive modifiziert und damit optimiert wurden (ROSE 1974, 1976), und später auch auf neue Zielsetzungen (Schutzwürdigkeit von Waldgebieten) angepasst wurden (ROSE 1992, ROSE & COPPINS 2002). Andererseits war immer klar, dass eine Liste von Indikatorarten nur regional beschränkt Gültigkeit haben kann (vgl. COPPINS & COPPINS 2002). Selbst für das noch unter einem deutlichen ozeanischen Klimaeinfluss stehende Luxemburg war es schon notwendig, die Liste der Indikatorarten erheblich abzuwandeln (DIEDERICH 1991). Und Ähnliches gilt für Zentraleuropa, hauptsächlich aus zwei Gründen: Einmal kommen eine Reihe der in Westeuropa nützlichen Indikatorarten in Zentraleuropa nicht vor (z. B. *Lobaria virens*, *Punctelia reddenda*, *Degelia plumbea*, *Pyrenula macrospora*, *Stenocybe septata*, und mehrere andere), zum anderen haben einige Arten, denen in Westeuropa ein Indikatorwert zugewiesen ist, in Mitteleuropa wegen zu weiter Verbreitung und großer Häufigkeit oder wegen abweichender Nischenbesetzung keinen ausreichenden Indikatorwert (z. B. *Loxospora elatina*, *Cladonia caespiticia*, *Piccolia ochrophora*). Deswegen hat schon PIŠÚT (1997) für Wälder der Montanstufe in der Slowakei eine adaptierte Liste von Indikatorarten vorgeschlagen und die Anwendbarkeit wurde auch in konkreten Gebirgsmassiven getestet (LACKOVIČOVÁ 2001). Doch selbst für mitteleuropäische Waldgebiete mit ähnlichen Waldgesellschaften vorgeschlagene potenzielle Indikatorarten gilt nicht zwingend, dass sie auch im Ostalpenraum geeignet sind. So nennen PRINTZEN et al. (2002) für den Bayerischen Wald als potenzielle Indikatorarten unter anderem *Lecidea nylanderi*, *Pertusaria pupillaris* und *Pyrenula nitida*, die im Ostalpenraum wegen zu großer Häufigkeit für diesen Zweck nicht in Frage kommen. Eine Liste von Indikatorarten für den Ostalpenraum (oder zumindest für die nördlichen Randalpen) zu erstellen, sehen wir uns noch nicht in der Lage. Dazu müssten noch weitere Altwaldreste mit vergleichbarer Methodik lichenologisch durchforscht werden, die Daten aus dem Urwaldrest Neuwald werden aber jedenfalls mit zu berücksichtigen sein.

Die Einsetzbarkeit von Indikatorarten als Kenngröße für die Gesamtdiversität in Wäldern wird grundsätzlich erheblich kritischer gesehen. Die *a priori* Annahme, dass der Reichtum in einer Gruppe jedenfalls mit dem Reichtum in einer anderen korreliert, hat sich nicht bestätigt. Vielmehr scheint der Artenreichtum in einzelnen Organismengruppen mit unterschiedlichen, jeweils anderen Strukturparametern zu korrelieren (JONSSON & JONSELL 1999, BERGLUND & JONSSON 2001). Dass Artendiversität epiphytischer Flechten beispielsweise mit der Zahl der Holzarten im Waldplot nicht positiv korrelieren (müssen), zeigen auch unsere Daten auf anschauliche Weise.

5. Dank

Die Autoren danken Dr. W. Obermayer für kritische Anmerkungen zum Manuskript.

6. Literatur

ANDERSSON, L. I. & HYTTEBORN, H. 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparision between managed and natural forest. – Holarct. Ecol. **14**: 121–130.

ANONBY, J. E. 1994. Epifyttisk lavflora i vestnorsk furuskog - sammenligning av en naturskog og en kulturskog. – Blyttia **52**: 81–87.

BERGAMINI, A., SCHEIDEGGER, C., STOFER, S., CARVALHO, P., DAVEY, S., DIETRICH, M., DUBS, F., FARKAS, E., GRONER, U., KÄRKKÄINEN, K., KELLER, C., LÖKÖS, L., LOMMI, S., MÁGUAS, C., MITCHELL, R., PINHO, P., RICO, V. J., ARAGÓN, G., TRUSCOTT, A.-M., WOLSELEY, P. & WATT, A. 2005. Performance of macrolichens and lichen genera as indicators of lichen species richness and composition. – Conservation Biol. **19**: 1051–1062.

BERGLUND, H. & JONSSON, B. G. 2001. Predictability of plant and fungal species richness of old-growth boreal forest islands. – J. Veg. Sci. **12**: 857–866.

BILOVITZ, P. O. 2007. Zur Flechtendiversität des „Mariazellerlandes" und ausgewählter Standorte im Bereich Naßköhr-Hinteralm (Nordalpen, Steiermark). – Mitt. Naturwiss. Vereins Steiermark **136**: 61–112.

BILOVITZ, P. O. & MAYRHOFER, H. 2001. Epiphytische Flechten im Naturpark Sölktäler (Steiermark, Österreich). – Fritschiana **29**: 1–52.

CAMENZIND, R. & WILDI, E. 1991. Die epiphytische Flechtenflora des Gurnigel-Gantrischgebietes (BE). – Bot. Helvet. **101**: 183–197.

CLAUZADE, G., DIEDERICH, P. & ROUX, C. 1989. Nelikenigintaj fungoj likenlogaj. Ilustrita determinlibro. – Bull. Soc. Linn. Provence, Num. Spéc. **1**: 1–142.

COPPINS, A. M. & COPPINS, B. J. 2002. Indices of ecological continuity for woodland epiphytic lichen habitats in the British Isles. – Wimbledon: British Lichen Society.

CULBERSON, C. F. 1972. Improved conditions and new data for the identification of lichen products by a standardized thin-layer chromatographic method. – J. Chromatogr. **72**: 113–125.

CULBERSON, C. F. & AMMANN, K. 1979. Standardmethode zur Dünnschichtchromatographie von Flechtensubstanzen. – Herzogia **5**: 1–24.

CULBERSON, C. F. & JOHNSON, A. 1982. Substitution of methyl tert.-butyl ether for diethyl ether in the standardized thin-layer chromatographic method for lichen products. – J. Chromatogr. **238**: 483–487.

DÄMON, W. & TÜRK, R. 1997. Die Gattung *Tubulicrinis* Donk (Basidiomycota) im Naturwaldreservat in Bad Gastein und Hinweise auf ihre weitere Verbreitung in Salzburg (Österreich). – Mycol. Bavar. **2**: 33–47.

DETTKI, H. & ESSEEN, P.-A. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. – Ecography **21**: 613–624.

DIEDERICH, P. 1991. Les forêts luxembourgeoises à longue continuité historique. – Bull. Soc. Naturalistes Luxemb. **92**: 31–39.

DIETRICH, M. 1991. Die Flechtenflora des Merliwaldes, Giswil/OW (Zentralschweiz). – Bot. Helvet. **101**: 167–182.

ESSEEN, P.-A., RENHORN, K.-E. & PETTERSSON R. B. 1996. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. – Ecol. Appl. **6**: 228–238.

FLASCHENBERGER, J., INGRUBER, M., LEDITZNIG, C., MARGREITER, R. & TARTAROTTI, S. 1990. Naturwaldreservate in Österreich. Stand und neu aufgenommene Flächen. – Monographien **21**: 1–232. – Wien: Umweltbundesamt.

FORSSLUND, A. & KOFFMAN, A. 1998. Species diversity of lichens on decaying wood – a comparison between old-growth and managed forest. – Västekologi **2**: 1–40.

FRANZ, W. & ZEITLINGER, H. 1992. Urwaldreste im obermontanem Fichtenwald der Koralpe (E-Kärnten). – Carinthia II **182**/**102**: 753–768.

GASTON, K. J. (ed.) 1996. Biodiversity: a biology of numbers and difference. – Oxford, London, Edinburgh, Cambridge, Carlton: Blackwell Science Ltd.

GAUSLAA, Y. 1994. Lungenever, *Lobaria pulmonaria*, som indikator på artsrike kontinuitetsskoger. – Blyttia **52**: 119–128.

GJERDE, I., SÆTERSDAL, M., ROLSTAD, J., STORAUNET, K. O., BLOM, H. H., GUNDERSEN, V. & HEEGAARD, E. 2005. Productivity-diversity relationships for plants, bryophytes, lichens, and polypore fungi in six northern forest landscapes. – Ecography **28**: 1–16.

GLENN, M. G., COLE, M. S., WEBB, S. L. & HALE, C. M. 1998: Corticolous lichens and bryophytes: preliminary surveys of old growth and managed northern hardwood stands in Minnesota. – In: GLENN, M. G., HARRIS, R. C., DIRIG, R. & COLE, M. S. (eds.). Lichenographia thomsoniana: North American lichenology in honor of John W. Thomson. pp. 407–422. – Ithaca: Mycotaxon Ltd.

GU, W.-D., KUUSINEN, M., KONTTINEN, T. & HANSKI, I. 2001. Spatial pattern in the occurrence of the lichen *Lobaria pulmonaria* in managed and virgin boreal forests. – Ecography **24**: 139–150.

GUSTAFSSON, L. & HALLINGBÄCK, T. 1988. Bryophyte flora and vegetation of managed and virgin coniferous forests in South-West Sweden. – Biol. Conservation **44**: 283–300.

GUNNARSSON, B., HAKE, M. & HULTENGREN, S. 2004. A functional relationship between species richness of spiders and lichens in spruce. – Biodiv. Conservation **13**: 685–693.

HAFELLNER, J. & TÜRK, R. 2001. Die lichenisierten Pilze Österreichs – eine Checkliste der bisher nachgewiesenen Arten mit Verbreitungsangaben. – Stapfia **76**: 3–167.

HILMO, O. 2002. Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted into a young and an old *Picea abies* forest. – Ecography **25**: 329–335.

HOLIEN, H. 1996. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the Caliciales in a suboceanic spruce forest area in central Norway. – Lichenologist **28**: 315–330.

HOLIEN, H. 1998. Lichens in spruce forest stands of different successional stages in central Norway with emphasis on diversity and old growth forests. – Nova Hedwigia **66**: 283–324.

JONSSON, B. G. & JONSELL, M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. – Biodiv. Conservation **8**: 1417–1433.

KONDRATYUK, S. Y., COPPINS, B. J., ZELENKO, S. D., KHODOSOVTSEV, A. Y., COPPINS, A. M. & WOLSELEY, P. A. 1998. Lobarion lichens as indicators of primeval forests in the Ukrainian part of the proposed trilateral reserve 'Eastern Carpathians'. – In: KONDRATYUK, S. Y. & COPPINS, B. J. (eds.). Lobarion lichens as indicators of the primeval forests of the Eastern Carpathians. pp. 64–79. – Kiev: M. H. Kholodny Institute of Botany, Ukrainian Phytosociological Centre.

KRAL, F. & MAYER, H. 1968. Pollenanalytische Überprüfung des Urwaldcharakters in den Naturwaldreservaten Rothwald und Neuwald (Niederösterreichische Kalkalpen). – Forstwiss. Centralbl. **87**: 150–175.

KUUSINEN, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. – Ann. Bot. Fenn. **31**: 77–92.

KUUSINEN, M. 1994b. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. – Ann. Bot. Fenn. **31**: 245–260.

KUUSINEN, M. 1996a. Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. – Biol. Conservation **75**: 43–49.

KUUSINEN, M. 1996b. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. – Lichenologist 28: 443–463.

KUUSINEN, M. & SIITONEN, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. – J. Veg. Sci. **9**: 283–292.

LACKOVIČOVÁ, A. 2001. Epifytické lišajníky a index 'ekologickej kontinuity vybraných území Slovenska [Epiphytic lichens and index of ecological continuity of selected areas of Slovakia]. – Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava **23**: 33–38.

LAWREY, J. D. & DIEDERICH, P. 2003. Lichenicolous fungi: Interactions, evolution, and biodiversity. – Bryologist **106**: 80–120.

LESICA, P., MCCUNE, B., COOPER, S. V. & HONG, W. S. 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. – Can. J. Bot. **69**: 1745–1755.

LINDENMAYER, D. B., MARGULES, C. R. & BOTKIN, D. B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. – Conservation Biol. **14**: 941–950.

LÜCKING, R., SÉRUSIAUX, E. & VĚZDA, A. 2005. Phylogeny and systematics of the lichen family Gomphillaceae (Ostropales) inferred from cladistic analysis of phenotype data. – Lichenologist **37**: 123–170.

MAGNES, M. & DRESCHER, A. 2001. Bergahorn-Bergulmenwaldreste im Naturpark Sölktäler (Niedere Tauern, Steiermark) und die Usprünglichkeit des Vorkommens von *Campanula latifolia* in den Ostalpen. – Linzer Biol. Beitr. **33**: 607–623.

MAYER, H., SCHENKER, S. & ZUKRIGL, K. 1972. Der Urwaldrest Neuwald beim Lahnsattel. – Centralbl. Gesamte Forstwesen **89**: 147–190.

NILSSON, S. G., ARUP, U., BARANOWSKI, R. & EKMAN, S. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. – Conservation Biol. **9**: 1208–1215.

NORDÉN, B. & APPELQVIST, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. – Biodiv. Conservation **10**: 779–791.

OHLSON, 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. – Biol. Conservation **81**: 221–231.

PARMASTO, E. & PARMASTO, I. 1997: Lignicolous Aphyllophorales of old and primeval forests in Estonia. 1. The forests of northern Central Estonia with a preliminary list of indicator species. – Folia Cryptog. Estonica **31**: 38–45.

PFEFFERKORN, V. 1996. Epiphytische Flechtenvereine in Vorarlberg (Österreich) unter besonderer Berücksichtigung der Hemerobie von Waldökosystemen. – Vorarlberger Naturschau **1**: 9–152.

PFEFFERKORN, V. & TÜRK, R. 1995. Wälder und Flechtendiversität. – Natur Land **81**: 31–39.

PFEFFERKORN-DELLALI, V. & Türk, R. 1999. Die Flechten im Naturwaldreservat Rohrach. – In: GRABHERR, G. (ed.). Ein Wald im Aufbruch – Das Naturwaldreservat Rohrach (Vorarlberg, Österreich). – Bristol-Schriftenreihe **7**: 91–109, 130–131, 195–209.

PHARO, E. J., BEATTIE, A. J. & BINNS, D. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. – Conservation Biol. **13**: 282–292.

PIŠÚT, I. 1997. Application of some epiphytic lichens for environmental valorisation of mountain forests in Slovakia. – Biológia (Bratislava) **52**: 23–26.

PIŠÚT, I., GUTTOVÁ, A., LACKOVIČOVÁ, A. & LISICKÁ, E 2001. Cerveny zoznam lisajníkov Slovenska (December 2001) (Red List of lichens of Slovakia [December 2001]). – Ochr. Prír. (Bratislava), Suppl. **20**: 23–30.

PRINTZEN, C., HALDA, J., PALICE, Z. & TØNSBERG, T. 2002. New and interesting lichen records from old-growth forest stands in the German National Park Bayerischer Wald. – Nova Hedwigia **74**: 25–49.

PURVIS, O. W., COPPINS, B. J., HAWKSWORTH, D. L., JAMES, P. W. & MOORE, D. M. (eds.) 1992. The lichen flora of Great Britain and Ireland. – London: Natural History Museum Publications.

RENHORN, K. E. & ESSEEN, P. A. 1995. Biomass growth in five alectorioid lichen epiphytes. – In: SCHEIDEGGER, C., WOLSELEY, P. A. & THOR, G. (eds.). Conservation biology of lichenised fungi. pp. 133–140. – Birmensdorf: Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft.

ROLSTAD, J., GJERDE, I., GUNDERSEN, V. S. & SÆTERSDAL, M. E. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. – Conservation Biol. **16**: 253–257.

ROSE, F. 1974. The epiphytes of oak. – In: MORRIS, M. G. & PERRING, F. H. (eds.). The British oak: its history and natural history. pp. 250–273. – Faringdon: Classey.

ROSE, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. - In: BROWN, D. H., HAWKSWORTH, D. L. & BAILEY, R. H. (eds.). Lichenology: Progress and problems. pp. 279-307. – London: Academic Press.

ROSE, F. 1988. Phytogeographical and ecological aspects of Lobarion communities in Europe. – Bot. J. Linn. Soc. **96**: 69–79.

ROSE, F. 1990. The epiphytic (corticolous and lignicolous) lichen flora of the Forêt de Fontainebleau. – Bull. Soc. Bot. France, Lettres Bot. **137**: 197-209.

ROSE, F. 1992. Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. – In: BATES, J. W. & FARMER, A. (eds.). Bryophytes and lichens in a changing environment. pp. 211–233. – Oxford: Clarendon Press.

ROSE, F. & COPPINS, S. 2002. Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices. – In: NIMIS, P. L., SCHEIDEGGER, C. & WOLSELEY, P. A. (eds.). Monitoring with lichens – monitoring lichens. – NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences 7: 343–348.

ROSE, F. & JAMES, P. W. 1974. Regional studies on the British lichen flora I. The corticolous and lignicolous species of the New Forest, Hampshire. – Lichenologist **6**: 1–72.

RÜCKER, T. & WITTMANN, H. 1995. Mykologisch-lichenologische Untersuchungen im Naturwaldreservat Kesselfall (Salzburg, Österreich) als Diskussionsbeitrag für Kryptogamenschutzkonzepte in Waldökosystemen. – Beih. Sydowia **10**: 168–191.

SCHAUER, T. 1964. Zur epiphytischen Flechtenvegetation der Umgebung von Lunz (Niederösterreich). – Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien **103**/**104**: 191–200.

SCHAUER, T. 1965. Ozeanische Flechten in Nordalpenraum. – Portugaliae Acta Biol. (B) **8**: 17–229.

SCHEIDEGGER, C. 1995. Early development of transplanted isidioid soredia of *Lobaria pulmonaria* in an endangered population. – Lichenologist **27**: 361–374.

SCHEIDEGGER, C., FREY, B. & ZOLLER, S. 1995. Transplantation of symbiotic propagules and thallus fragments: methods for the conservation of threatened epiphytic lichen populations. – In: SCHEIDEGGER, C., WOLSELEY, P. A. & THOR, G. (eds.). Conservation biology of lichenised fungi. pp. 41–62. – Birmensdorf: Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft.

SCHEIDEGGER, C., CLERC, P., DIETRICH, M., FREI, M., GRONER, U., KELLER, C., ROTH, I., STOFER, S. & VUST, M. 2002. Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz. Baum- und erdbewohnende Flechten. Ausgabe 2002. – Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Birmensdorf: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Genève: Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève.

SCHNELL, M. & PETER, C. 1999. Die Vegetation des Naturwaldreservates Rohrach. – In: GRABHERR, G. (ed.). Ein Wald im Aufbruch - Das Naturwaldreservat Rohrach (Vorarlberg, Österreich). – Bristol-Schriftenreihe **7**: 19–38, 145–188.

SELVA, S. B. 1994. Lichen diversity and stand continuity in the northern hardwoods and spruce-fir forests of northern New England and western New Brunswick. – Bryologist **97**: 424–429.

SÖDERSTRÖM, L. 1988. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden. – Biol. Conservation **45**: 169–178.

TIBELL, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. – Nordic J. Bot. **12**: 427–450.

TIBELL, L. & WEDIN, M. 2000. Mycocaliciales, a new order for nonlichenized calicioid fungi. – Mycologia **92**: 577–581.

TRASS, H., VELLAK, K. & INGERPUU, N. 1999. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. – Ann. Bot. Fenn. **36**: 67–80.

TÜRK, R. & BREUSS, O. 1994. Flechten aus Niederösterreich I. Steirisch-niederösterreichische Kalkalpen. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **131**: 79–96.

TÜRK, R. & HAFELLNER, J. 1993. Flechten im Nationalpark Hohe Tauern – Kärntner Anteil (Österreich). – Carinthia II **183**/**103**: 723–757.

TÜRK, R. & HAFELLNER, J. 1999. Rote Liste gefährdeter Flechten (Lichenes) Österreichs. 2. Fassung. – In: NIKLFELD, H. (Red.). Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2. Auflage. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie **10**: 187–228. – Graz: Austria Medien Service.

TÜRK, R. & PFEFFERKORN-DELLALI, V. 1998. Erhaltung der Flechtendiversität in Waldökosystemen. – In: GEBUREK, T. & HEINZE, B. (eds.). Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald – Normen, Programme, Maßnahmen. pp. 262–273. – Landsberg: Ecomed.

TÜRK, R. & WITTMANN, H. 1986. Rote Liste gefährdeter Flechtenarten (Lichenes) Österreichs. – In: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz **5**: 164–176. Wien.

TÜRK, R. & WUNDER, H. 1991. Die Kartierung der epiphytischen und epixylen Flechten im Nationalpark Berchtesgaden und dessen Vorfeld. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz **102**: 79–91.

ULICZKA, H. & ANGELSTAM, P. 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. – Biol. Conservation **95**: 343–351.

WALSER, J.-C., GUGERLI, F., HOLDEREGGER, R., KUONEN, D. & SCHEIDEGGER, C. 2004. Recombination and clonal propagation in different populations of the lichen *Lobaria pulmonaria*. – Heredity **93**: 322–329.

WEDIN, M. & TIBELL, L. 1997. Phylogeny and evolution of Caliciaceae, Mycocaliciaceae, and Sphinctrinaceae (Ascomycota), with notes on the evolution of the prototunicate ascus. – Can. J. Bot. **75**: 1236–1242.

WEDIN, M., DÖRING, H., NORDIN, A. & TIBELL, L. 2000. Small subunit rDNA phylogeny shows the lichen families Caliciaceae and Physciaceae (Lecanorales, Ascomycotina) to form a monophyletic group. – Can. J. Bot. **78**: 246–254.

WIRTH, V. 1976. Veränderungen der Flechtenflora und Flechtenvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe Vegetationsk. **10**: 177–202.

WIRTH, V. 1995. Flechtenflora. Bestimmung und ökologische Kennzeichnung der Flechten Südwestdeutschlands und angrenzender Gebiete. 2. Aufl. – Stuttgart: Ulmer.

WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. 1996. Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 307–368.

WULF, M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. – J. Veg. Sci. **8**: 635–642.

ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik), ohne Jahreszahl: Klimadaten von Österreich, 1971–2000. Wien. Url: http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1. htm (zuletzt eingesehen am 11. April 2007)

ZOLLER, S., LUTZONI, F. & SCHEIDEGGER, C. 1999. Genetic variation within and among populations of the threatened lichen *Lobaria pulmonaria* in Switzerland and implications for its conservation. – Molec. Ecol. **8**: 2049–2059.

ZUKRIGL, K., ECKHART, G. & NATHER, J. 1963. Standortskundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. – Mitt. Forstl. Bundes-Versuchsanstalt Mariabrunn **62**: 1–244, tab.

Manuskript angenommen: 15. Mai 2007.

Adressen der Autoren

Josef Hafellner, Institut für Pflanzenwissenschaften, Karl-Franzens-Universität, Holteigasse 6, A-8010 Graz, Austria. Email: josef.hafellner@uni-graz.at

Harald Komposch, OIKOS – Institut für angewandte Ökologie & Grundlagenforschung, Hartbergerstr. 40, A-8200 Gleisdorf, Austria. Email: harald.komposch@utanet.at

Appendix

Tab. 1: Biodiversität von epiphytischen Flechten im Urwaldrest Neuwald, verteilt auf die im Plot von 100 m × 100 m vorkommenden Phorophyten, sowie auf stehendem (↑) und liegendem (→) Totholz, * auf corticolen Moosen, # nicht lichenisierte Ascomyceten (*Mycomicrothelia pachnea* und *Pseudotryblidium neesii* in Kalkulationen nicht mitgerechnet).

Taxon	Fagus	Abies	Picea	Acer	Totholz ↑	Totholz →
Absconditella lignicola	.	.	.	.	.	+
Agonimia allobata	.	.	+	.	.	.
Allocetraria oakesiana	+	+	+	.	.	.
Anisomeridium polypori	+	.	.	.	.	.
Arthonia didyma	.	.	.	.	+	.
Arthonia leucopellaea	.	+	+	.	.	.
Arthonia radiata	+	.	.	.	.	.
Arthonia spadicea	.	.	+	.	.	.
Arthonia vinosa	.	.	.	.	+	.
Arthothelium ruanum	+	.	.	.	.	.
Baeomyces rufus	.	.	.	.	.	+
Biatora amaurospoda	.	.	.	.	+	.
Biatora chrysantha	.	+	.	.	.	.
Biatora helvola	+	.	.	.	.	.
Biatora turgidula	.	.	.	.	+	.
Biatoridium monasteriense	+	.	.	.	.	.
Bilimbia sabuletorum	+*	.	.	.	.	.
Bryoria bicolor	.	+	.	.	.	.
Buellia erubescens	+	.	.	.	.	.
Calicium abietinum	.	.	.	.	+	.
Calicium denigratum	.	.	.	.	+	.
Calicium salicinum	.	.	.	.	+	.
Calicium viride	.	+	+	+	+	.
Cetrelia cetrarioides	+	.	.	.	.	.
Chaenotheca brunneola	.	.	.	.	+	.
Chaenotheca chrysocephala	.	.	+	.	.	.
Chaenotheca phaeocephala	.	+	.	.	.	.
Chaenotheca stemonea	.	.	+	.	.	.
Chaenotheca trichialis	.	.	+	.	+	.
Chaenotheca xyloxena	.	.	.	.	+	.
Chaenothecopsis pusilla	.	.	.	.	+	.
Cheiromycina flabelliformis	+	.	.	.	.	.
Chrysothrix candelaris	+	+	+	+	+	.
Cladonia cenotea	.	.	.	.	.	+
Cladonia chlorophaea	+	.	+	.	.	+
Cladonia coniocraea	+	+	+	.	.	+
Cladonia digitata	.	+	+	.	+	+
Cladonia fimbriata	+	.	.	.	.	+
Cladonia furcata	.	.	.	.	.	+
Cladonia norvegica	.	+	+	.	.	+
Cladonia polydactyla	.	.	+	.	.	.
Cladonia pyxidata	.	.	.	.	.	+
Cladonia squamosa	.	.	.	.	.	+
Dimerella pineti	.	.	+	.	.	.

Tab. 1: Fortsetzung.

Taxon	Fagus	Abies	Picea	Acer	Totholz ↑	Totholz →
Dimerella lutea	+	.	.	.	.	.
Evernia divaricata	.	+	.	.	.	.
Evernia prunastri	.	+	.	.	.	.
Graphis scripta	+	.	.	.	.	.
Gyalecta truncigena	+	.	.	.	.	.
Hafellia disciformis	+	.	.	.	.	.
Hypocenomyce leucococca	+	.	.	.	.	.
Hypogymnia bitteri	.	+	.	.	.	.
Hypogymnia farinacea	+	+	+	.	.	.
Hypogymnia physodes	+	+	+	.	+	.
Hypotrachyna revoluta	+	.	.	.	.	.
Icmadophila ericetorum	.	.	.	.	.	+
Imshaugia aleurites	.	.	+	.	+	.
Jamesiella anastomosans	.	.	.	.	.	+
Lecanactis abietina	.	+	+	.	.	.
Lecanora albella	+	.	.	.	.	.
Lecanora argentata	+	.	.	+	.	.
Lecanora carpinea	+	.	.	.	.	.
Lecanora expallens	.	+	+	+	+	.
Lecanora pulicaris	.	.	+	.	.	.
Lecanora subrugosa	+	.	.	.	.	.
Lecidella elaeochroma	+	.	.	.	.	.
Lepraria elobata	.	.	.	.	+	.
Lepraria incana	.	+	.	.	.	.
Lepraria lobificans	+	.	+	+	+	.
Lobaria pulmonaria	+	.	.	+	.	.
Lopadium disciforme	+	.	.	.	.	.
Loxospora cismonica	.	+	.	.	.	.
Loxospora elatina	+	+	+	.	.	.
Melanelixia fuliginosa subsp. *glabratula*	+	+	.	+	.	.
Melanelixia subaurifera	+	.	.	.	.	.
Menegazzia terebrata	+	.	.	.	.	.
Micarea cinerea	.	.	.	.	.	+
Micarea peliocarpa	.	.	.	.	.	+
Micarea prasina	+	.	+	.	.	+
Microcalicium disseminatum	.	.	+	.	.	.
Mycobilimbia hypnorum	+*	.	.	.	.	.
Mycoblastus fucatus	+	.	+	.	.	+
Mycoblastus sanguinarius	+	+	.	.	.	.
Mycocalicium subtile#	.	.	.	.	+	.
Mycomicrothelia pachnea#	.	+	.	.	.	.
Nephromopsis laureri	.	+	.	.	.	.
Normandina pulchella	+*	.	.	.	.	.
Ochrolechia androgyna	+	+	+	.	.	.
Ochrolechia microstictoides	.	+	.	.	.	.
Opegrapha herbarum	.	+	.	.	.	.

Tab. 1: Fortsetzung.

Taxon	Fagus	Abies	Picea	Acer	Totholz ↑	Totholz →
Opegrapha varia	+	.	.	.	+	.
Opegrapha viridis	+	.	.	.	.	.
Opegrapha vulgata	.	.	+	.	.	.
Pannaria conoplea	+	.	.	.	.	.
Parmelia saxatilis	+	+	+	.	.	+
Parmelia sulcata	+	.	.	.	.	.
Parmeliella triptophylla	+	.	.	.	.	.
Parmeliopsis ambigua	+	+	+	.	.	.
Parmeliopsis hyperopta	+	+	+	.	.	+
Parmotrema crinitum	+	.	.	.	.	.
Peltigera horizontalis	+	.	.	.	.	.
Peltigera polydactylon	.	.	.	.	.	+
Peltigera praetextata	+	.	.	.	.	.
Pertusaria albescens	+	.	.	.	.	.
Pertusaria amara	+	.	.	.	.	.
Pertusaria coccodes	+	.	.	.	.	.
Pertusaria leioplaca	+	.	.	.	.	.
Pertusaria multipuncta	.	+	.	.	.	.
Pertusaria pertusa	+	.	.	.	.	.
Pertusaria pupillaris	.	+	.	.	.	.
Phaeophyscia endophoenicea	+	.	.	.	.	.
Phlyctis argena	+	.	+	+	.	.
Placynthiella icmalea	.	.	.	.	+	.
Placynthiella uliginosa	.	.	.	.	.	+
Platismatia glauca	+	+	+	.	.	.
Porina leptalea	+	.	.	.	.	.
Pseudevernia furfuracea	+	.	+	.	.	.
Pseudosagedia aenea	+	.	.	.	.	.
Pseudotryblidium neesii#	.	+	.	.	.	.
Pyrenula nitida	+	.	.	.	.	.
Ramalina farinacea	+	.	.	+	.	.
Schismatomma pericleum	.	.	.	.	+	.
Scoliciosporum chlorococcum	+	.	.	.	.	.
Stenocybe major#	.	+	.	.	.	.
Strigula stigmatella	+*	.	.	.	.	.
Thelocarpon strasseri#	.	.	.	.	.	+
Thelotrema lepadinum	+	+	+	.	+	.
Trapeliopsis viridescens	.	.	.	.	.	+
Vezdaea aestivalis	+*	.	.	.	.	.
Vulpicida pinastri	+	+	+	.	.	.
Xylographa abietina	.	.	.	.	+	.
Zahl der Taxa	69	37	36	9	25	22
Zahl der Taxa gesamt			126			

Tab. 2: Biodiversität von lichenicolen Pilzen im Urwaldrest Neuwald, verteilt auf die im Plot von 100 m × 100 m vorkommenden Phorophyten, sowie auf stehendem (↑) und liegendem (→) Totholz.

Taxon	Fagus	Abies	Picea	Acer	Totholz ↑	Totholz →
Abrothallus bertianus	+[1)]	.	.	.	.	.
Arthonia digitatae	.	.	.	.	+[2)]	.
Epicladonia stenospora	.	.	+[3)]	.	.	.
Homostegia piggotii	+[4)]	.	.	.	.	.
Lichenoconium erodens	+[5, 6)]	.	+[4)]	.	.	.
Lichenoconium usneae	.	.	+[9)]	.	.	.
Merismatium heterophractum	+[7)]	.	.	.	.	.
Microcalicium disseminatum	.	.	+[8)]	.	.	.
Phaeopyxis punctum	.	.	.	.	.	+[2)]
Phoma cytospora	.	.	+[9)]	.	.	.
Roselliniella cladoniae	.	.	.	.	.	+[10)]
Roselliniopsis tartaricola	+[11)]	.	.	.	.	.
Skyttea aggregata	+[12)]	.	.	.	.	.
Skyttea nitschkei	+[13)]	.	.	.	.	.
Sphinctrina turbinata	+[14)]	.	.	.	.	.
Syzygospora bachmannii	.	.	.	.	.	+[10)]
Taeniolella friesii	+[15)]	.	.	.	.	.
Tremella hypogymniae	+[9)]	.	.	.	.	.
Tremella lichenicola	.	+[12)]	.	.	.	.
Vouauxiomyces santessonii	+[16)]	+[16)]	.	.	.	.
Artenzahlen	11	2	5	0	1	3
Artenzahl gesamt			20			

Die Wirte der im Plot „Neuwald“ nachgewiesenen lichenicolen Pilze:
[1)] auf *Melanelixia fuliginosa* subsp. *glabratula*, [2)] auf *Cladonia digitata*, [3)] auf *Cladonia* spec. (Primärthallus), [4)] auf *Parmelia saxatilis*, [5)] auf *Menegazzia terebrata*, [6)] auf *Pertusaria leioplaca*, [7)] auf *Biatora* cf. *helvola*, [8)] auf *Chaenotheca chrysocephala*, [9)] auf *Hypogymnia physodes*, [10)] auf *Cladonia coniocraea*, [11)] auf *Ochrolechia androgyna*, [12)] auf *Mycoblastus fucatus*, [13)] auf *Thelotrema lepadinum*, [14)] auf *Pertusaria pertusa*, [15)] auf *Strigula stigmatella*, [16)] auf *Platismatia glauca*.

Tab. 3: Biodiversität von epiphytischen Flechten in dem an den Urwaldrest Neuwald E angrenzenden Forst, verteilt auf die im Plot von 100 m × 100 m vorkommenden Phorophyten, sowie auf stehendem (↑) Totholz, das in Form von morschen Baumstümpfen im Plot vorhanden ist. Liegendes Totholz, das von Flechten besiedelt war, wurde im Plot nicht beobachtet.

Taxon	**Fagus**	**Picea**	**Larix**	**Ulmus**	**Acer**	**Totholz ↑**
Arthonia didyma	+	.	.	.	.	.
Arthonia radiata	+	.	.	.	.	.
Bacidia subincompta	.	.	.	+	.	.
Biatora chrysantha	.	+	.	.	.	.
Biatora cf. *vernalis*	+	.	.	.	.	.
Bryoria subcana	.	+	.	.	.	.
Chaenotheca chrysocephala	.	.	+	.	.	.
Chaenotheca ferruginea	.	.	+	.	.	.
Cladonia coniocraea	.	.	.	.	.	+
Cladonia digitata	.	+	.	.	.	+
Cladonia fimbriata	.	.	.	.	.	+
Cladonia norvegica	.	+	.	.	.	.
Cladonia pyxidata	.	.	.	.	.	+
Cladonia squamosa	.	+	.	.	.	.
Dimerella pineti	.	+	.	.	.	+
Evernia prunastri	+	.	+	.	.	.
Graphis scripta	+	.	.	.	.	.
Hafellia disciformis	+	.	.	.	.	.
Hypocenomyce leucococca	+	.	.	.	.	.
Hypogymnia farinacea	.	+	.	.	.	.
Hypogymnia physodes	+	+	+	.	.	.
Imshaugia aleurites	+	+	+	.	.	.
Lecanora argentata	+	.	.	.	.	.
Lecanora carpinea	+	.	.	.	.	.
Lecanora intumescens	+	.	.	.	.	.
Lecanora pulicaris	+	.	.	.	.	.
Lecanora subrugosa	+	.	.	.	.	.
Lecidea nylanderi	.	+	.	.	.	.
Lecidella elaeochroma	+	.	.	.	.	.
Lepraria elobata	+	+	.	.	.	.
Lepraria lobificans	.	+	.	.	.	+
Lepraria umbricola	.	.	+	.	.	.
Loxospora elatina	+	+	.	.	.	.
Melanelixia fuliginosa subsp. *glabratula*	+	+	.	.	.	.
Menegazzia terebrata	+	.	.	.	.	.
Micarea adnata	.	.	+	.	.	.
Micarea prasina	.	+	+	.	.	+
Mycoblastus fucatus	+	+	.	.	.	.
Ochrolechia androgyna	.	+	.	.	.	.
Ochrolechia microstictoides	.	+	.	.	.	.
Opegrapha rufescens	+	.	.	.	.	.
Opegrapha vulgata	+	.	.	.	.	.
Parmelia saxatilis	+	.	.	.	+	.
Parmeliopsis ambigua	+	+	+	.	.	.

Tab. 3: Fortsetzung.

Taxon	Fagus	Picea	Larix	Ulmus	Acer	Totholz ↑
Parmeliopsis hyperopta	+	+	.	.	.	.
Peltigera praetextata	.	.	.	.	.	+
Pertusaria amara	+	.	.	.	.	.
Pertusaria coccodes	+	.	.	.	.	.
Pertusaria hemisphaerica	+	.	.	.	.	.
Pertusaria leioplaca	+	.	.	.	.	.
Pertusaria pupillaris	+	.	.	.	.	.
Phlyctis argena	+	.	.	.	+	.
Platismatia glauca	+	+	.	.	.	.
Pseudevernia furfuracea	.	+	.	.	.	.
Pyrenula nitida	+	.	.	.	.	.
Strigula stigmatella	+	.	.	.	.	.
Trapeliopsis viridescens	.	.	.	.	.	+
Vulpicida pinastri	.	+	.	.	.	.
Artenzahlen	34	23	9	1	2	9
Artenzahl gesamt			58			

Tab. 4: Biodiversität von lichenicolen Pilzen in dem an den Urwaldrest Neuwald E angrenzenden Forst, verteilt auf die im Plot von 100 m × 100 m vorkommenden Phorophyten, sowie auf stehendem (↑) Totholz, das in Form von morschen Baumstümpfen im Plot vorhanden ist. Liegendes Totholz, das von Flechten besiedelt war, wurde im Plot nicht beobachtet.

Taxon	Fagus	Picea	Larix	Ulmus	Acer	Totholz ↑
Lichenoconium erodens	.	+[1)]	.	.	.	.
Lichenoconium usneae	.	.	+[2)]	.	.	.
Phaeopyxis punctum	.	.	.	.	.	+[3)]
Tremella hypogymniae	.	+[4)]	.	.	.	.
Tremella lichenicola	.	+[5)]	.	.	.	.
Artenzahlen	0	3	1		0	1
Artenzahl gesamt			5			

Die Wirte der im Forst nachgewiesenen lichenicolen Pilze:
[1)] auf *Hypogymnia physodes*, [2)] auf *Hypogymnia physodes*, [3)] auf *Cladonia digitata*, [4)] auf *Hypogymnia physodes*, [5)] auf *Mycoblastus fucatus*.