

NACHHALTIGES WALDBIOMASSENMANAGEMENT IM BIOSPHÄRENPAK WIENERWALD



Gemeinsame Exkursion am 19. April 2006 (ÖBf-Forstrevier Stadlhütte, Purkersdorf)



Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wald- und Boden-
wissenschaften

Gefördert vom Man and Biosphere (MaB)-Programm der
Österreichischen Akademie der Wissenschaften



Wien, April 2007

Studie erstellt von

Dr. Norbert Sauberer
Dr. Norbert Milasowszky
Dr. Leopold Sachslehner

**V.I.N.C.A. – Vienna Institute for
Nature Conservation and Analyses**
Gießergasse 6/7
A-1090 Wien
tel: +43 – (0)1 – 402 96 75
web: <http://www.vinca.at>

ao. Univ. Prof. Dr. Eduard Hochbichler
DI Bellos Panagoitis

**Department für Wald- und Boden-
wissenschaften der Universität für
Bodenkultur Wien**
Institut für Waldbau
Peter-Jordanstr. 82
A-1190 Wien
tel: +43 – (0)1 – 47654/4054

Unter Mitarbeit von
DI Gerhard Gruber
BIOSPHÄRENPAK WIENERWALD
MANAGEMENT GmbH
Deutschwaldstraße 15/B
A-3002 Purkersdorf
T 02231 / 66804
gg@biosphaerenpark-wienerwald.org

und
DI Dr. Alexandra Wieshaider
Österreichische Bundesforste AG
Unternehmensleitung
Pummergegasse 10 – 12
A-3002 Purkersdorf
Tel: +43-2231-600-0
Alexandra.Wieshaider@bundesforste.at



Zitiervorschlag: Sauberer, N., Hochbichler, E., Milasowszky, N., Panagoitis, B., Sachslehner, L.
2007: Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Verlag der
Österreichischen Akademie der Wissenschaften. Wien. 150 pp.

ISBN: 978-3-7001-3839-6

Container DOI: 10.1553/wald

Inhaltsverzeichnis

<i>Danksagung</i>	5
<i>Zusammenfassung</i>	6
<i>Abstract</i>	8
<i>Kurzfassung</i>	10
<i>Abkürzungen, Einheiten und Umrechnungsfaktoren</i>	17
1. Einleitung	18
2. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden	20
2.1. Wienerwald und Biosphärenpark	20
2.1.1. Der Wienerwald im Allgemeinen	20
2.1.2. Der Biosphärenpark Wienerwald	21
2.2. Methoden	24
2.2.1. Biomasseninventur	24
2.2.2. Totholz und Biodiversität	26
3. Biomassenvorräte und Kompartimente	27
3.1. Einzelbaum	27
3.2. Chronosequenzreihe und Ertragstafelmodelle	28
3.3. Biomassen- und Nährstoffkreisläufe	33
3.4. Betriebsklasse und Revierebene (Weidlingbach und Stadlhütte)	35
3.5. Literatur zu Biomassenvorräte und Kompartimente	39
4. Totholz und Biodiversität	41
4.1. Entstehung von Totholz	41
4.2. Zersetzungsphasen von Totholz	42
4.3. Funktion von Totholz	43
4.4. Klassifikation und Merkmale von Totholz	43
4.5. Totholz mengen im Wald	45
4.5.1. Durchschnittliche Totholz mengen in Österreich und Europa	45
4.5.2. Totholz mengen im Urwald	46
4.5.3. Totholz mengen im Naturwald	47
4.5.4. Totholz mengen im Wirtschaftswald	48
4.5.5. Vergleich Wirtschaftswald mit Urwald und naturnahem Wald	49
4.5.6. Totholz an lebenden Bäumen und Uraltbäumen	50
4.6. Die Rolle von Totholz anhand ausgewählter Organismengruppen	51
4.6.1. Pilze	51
4.6.2. Flechten	59
4.6.3. Moose	60
4.6.4. Gefäßpflanzen	64
4.6.5. Schnecken	65
4.6.6. Käfer	68
4.6.7. Vögel	77
4.6.8. Säugetiere	106
4.7. Schwellenwerte	110
5. Diskussion und Schlussfolgerungen	113
5.1 Sicherung der Biodiversität im Wirtschaftswald	113
5.1.1. Allgemeine Aspekte	113

5.1.2. Totholzplanung im Wirtschaftswald – theoretische Überlegungen	113
5.1.3. Verteilung und Quantität des Totholzes im Wirtschaftswald	114
5.1.4. Qualität des Totholzes	116
5.2. Praktische Umsetzbarkeit der Totholzförderung und -anreicherung	117
5.2.1. Waldbewirtschaftung und Totholz für Vögel	120
5.3. Unterschiede beim Totholzmanagement zwischen Buchen- und Eichenwäldern	123
5.4. Forschungsbedarf beim Totholz im Biosphärenpark Wienerwald	124
5.5. Literatur zu den Kapiteln 4 und 5	125
6. Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung in den Pflege- und Entwicklungszonen des Biosphärenparks Wienerwald	133
6.1. Allgemeine Maßnahmen	133
6.2. Spezielle Maßnahmen	136
Anhang	138
A) Protokoll der Experten-Workshops	138
B) Durchgesehene, aber nicht zitierte Literatur zum Thema Totholz und Biodiversität	145

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde von Mag. Günther Loiskandl und DI Gerhard Gruber (beide Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH) angeregt und unterstützt.

Für die tatkräftige Unterstützung und gute Zusammenarbeit, sowie für die Bereitstellung von Inventurdaten wird der Österreichischen Bundesforste AG sehr gedankt. Ein besonderer Dank gilt Herrn DI Dr. Norbert Putzgruber, Frau DI Dr. Alexandra Wieshaider und Herrn DI Bernhard Posch.

Für die interessante Exkursion am 19. April 2006 im Forstrevier Stadelhütte (Öbf-AG) bei Purkersdorf und die Beantwortung unserer Fragen zur Bewirtschaftungspraxis möchten wir uns herzlich bei Revierförster Friedrich Holzinger und DI Gerald Oitzinger (beide ÖBf-AG) bedanken.

Dr. Wolfgang Willner kontrollierte den Endbericht und Dr. John Plant den englischen Abstract hinsichtlich grammatikalischer Fehler und inhaltlicher Unklarheiten.

Ein besonderer Dank gilt auch allen Expertinnen und Experten, die an den Fachdiskussionen teilnahmen und ihr Wissen mit uns teilten; namentlich sind dies in alphabetischer Reihenfolge: Johannes Frühauf (Wien), Dr. Heike Kappes (Köln), Dr. Guido Reiter (Salzburg), Mag. Gabor Wichmann (Wien), Dr. Alexander Urban (Wien) und Univ.-Doz. Dr. Harald G. Zechmeister (Wien).

Wertvolle Artikel und Literaturhinweise wurden uns von folgenden Kolleginnen und Kollegen, denen an dieser Stelle herzlichst gedankt sei, übermittelt: (in alphabetischer Reihenfolge): Dr. Mark Dale (Alberta), Dr. Michael Dvorak (Wien), Mag. Georg Frank (Orth an der Donau), Dr. Irena Jansová (Prag und Winterthur), Dr. Peter Meyer (Göttingen), Dr. Klaus Michalek (Pinkafeld - Grafenschachen), Dr. Jörg Müller (Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald), Dr. Péter Ódor (Budapest), Dr. Thomas Ranius (Uppsala), Dipl.-Biol. Dr. Jürgen Schmidl (Nürnberg), Dr. Susanne Winter (Freising).

Zum Schluss möchten wir uns noch sehr herzlich bei der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für die gute Betreuung bedanken; insbesondere gebührt unser Dank Herrn Dr. Günter Köck (Leitung: Nationale und Internationale Forschungsprogramme).

Zusammenfassung

Die verstärkte Förderung erneuerbarer Energiequellen ist ein wichtiges umwelt- und energiepolitisches Ziel. Allerdings wirft die Nutzung und steigende Nachfrage nach heimischer Biomasse zur energetischen Verwertung zahlreiche Fragen auf. Einerseits entsteht eine Konkurrenzsituation zu herkömmlichen Nutzungsformen, andererseits kann eine verstärkte Nutzung im Widerspruch zu einer ökologisch nachhaltigen Bewirtschaftung stehen, insbesondere in Waldökosystemen. Auch der Wald im Biosphärenpark Wienerwald wird als potenzielle Energieholzressource betrachtet. Dies veranlasste das Biosphärenpark Wienerwald Management die vorliegende Studie anzuregen und zu unterstützen. Folgende zwei Fragen stehen im Zentrum der Bearbeitung: (1) Welches Potenzial zur Entnahme von Biomassen steht prinzipiell zur Verfügung? (2) Wie groß ist das Nutzungspotenzial, wenn Kriterien der ökologischen Nachhaltigkeit (z.B. Produktionsökologie, Sicherung der Biodiversität) angewandt werden?

Die Studie konzentriert sich auf das Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald und hier wiederum auf die Wirtschaftswälder der Entwicklungs- und Pflegezone. Nur Buchen- und Eichen-dominierte Bestände konnten berücksichtigt werden.

Die Quantifizierung der Biomassenvorräte, Biomassenkompartimentverteilungen und die Kalkulation des Biomassenentzugs erfolgte auf Basis von Schätzfunktionen der Einzelbaumbiomassen für permanente Buchen-Untersuchungsflächen (Forstamt Stift Heiligenkreuz) und für zwei Waldreviere (Weidlingbach und Stadlhütte) der Österreichischen Bundesforste AG anhand von Inventurdaten. Eine umfangreiche Literaturrecherche und Experten-Workshops bilden die Basis, um die Bedeutung des Totholzes für die Sicherung der Biodiversität darzustellen und quantifizieren zu können.

In den unterschiedlich alten Buchen-Untersuchungsbeständen steigt der Derbholzanteil in Rinde mit zunehmendem Bestandesalter von etwa 80% (Alter 22 Jahre) auf 90% (Alter 67 und 110 Jahre) an. Bei den schwach niederdurchforsteten Untersuchungsbeständen schwankt der stehende Totholzvorrat zwischen 7 und 14 t/ha (2 bis 6% der Bestandesbiomasse). Damit ergibt sich für die Buchenwuchsreihe ein Astanteil in Rinde von 15-20%. Die Biomasseninventuren in den Revieren Weidlingbach und Stadlhütte ergeben einen geschätzten Astanteil in Rinde in den älteren Beständen von etwa 12 bis 19%, der bei Nutzung über das Derbholz in Rinde hinaus als potenzieller Mehreinschlag zur Verfügung stünde. Durch die höheren Nährstoffgehalte in den Ästen und Zweigen im Vergleich zum Derbholz würde eine Realisierung der relativ geringen Mehrnutzungsmengen eine Beeinträchtigung des Produktionsvermögens bewirken und zu einer

Veränderung der produktionsökologischen Voraussetzungen führen. Andererseits führt eine gezielte Totholzbewirtschaftung zu einer Verringerung des derzeit zur Verfügung stehenden Nutzungspotentials.

Von den bearbeiteten Organismengruppen (Moose, Pilze, Flechten, Gefäßpflanzen, Schnecken, Käfer, Vögel und Säugetiere) weisen alle außer Gefäßpflanzen enge Beziehungen zu Totholz auf. Von den charakteristischen Waldorganismen der jeweiligen Gruppen sind zwischen 20 bis über 50% der Arten auf das Vorhandensein von Totholz angewiesen. Die Anzahl totholzbewohnender Arten ist beträchtlich und erreicht bei den Käfern annähernd die Zahl 1400 und überschreitet bei den Pilzen sogar 2000. Das bedeutet, dass Totholz ein entscheidender Faktor für die Sicherung der Biodiversität im Wald ist. Aufgrund theoretischer Überlegungen lässt sich für die Biodiversität im Allgemeinen kein eindeutiger Schwellenwert für den Wirtschaftswald angeben, da bestimmte Arten hohe Totholzmengen benötigen, die nur in Urwäldern zu finden sind. Daher führt für diese Arten kein Weg an einer Ausweisung von Totalreservaten vorbei bzw. müssen für sie spezielle Artenschutzmaßnahmen gesetzt werden. Trotzdem kann auf Basis vorliegender Studien eine Empfehlung für Wirtschaftswälder gegeben werden. Als Richtwert sollten im Biosphärenpark Wienerwald zwischen 5-10% des Vorrats (vornehmlich Buche, Eiche und andere Laubhölzer) als Totholzanwärter oder Totholzbäume zur Verfügung stehen. Damit dürfte für die Mehrzahl der Totholzorganismen eine durchgängige Totholzmatrix im Wirtschaftswald in Kombination mit den bestehenden Kernzonen gewährleistet sein. Eine Liste von Empfehlungen und Maßnahmen zur Erreichung dieses Ziels wird präsentiert. Anreicherung von Totholz im Wald kann einerseits durch Naturschutz-Maßnahmen, wie das Belassen von Einzelbäumen (Totholzanwärter), Baumgruppen (Altholzinseln), Beständen (Naturwaldzellen) oder das Ausweisen von Gebieten („Kernzonen“), andererseits durch waldbauliche Maßnahmen erfolgen. Zudem sollte großer Wert auf die Erhaltung von forstwirtschaftlich wenig attraktiven Bäumen wie z.B. Pionier-, Zwiesel-, Pilz- oder Höhlenbäumen gelegt werden. Obwohl nicht Gegenstand der vorliegenden Studie zeigt ein Beispiel aus Nordrhein-Westfalen, dass die außer Nutzung Stellung von Bäumen mit geringem wirtschaftlichen Wert durchführbar ist. In diesem konkreten Fall konnten damit 7% des Holzvorrats für die Totholzbewohner sichergestellt werden. Der Weißrückenspecht wird als Schirm- und Indikatorart für die Vielfalt der Totholzbewohner im Wienerwald genauer dargestellt.

Unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit (Sicherung der Biodiversität, Erhaltung des produktionsökologischen Potenzials für die Nutzholzproduktion) wird zusammenfassend empfohlen, dass Mehrnutzungspotenzial durch Waldhackgutgewinnung nicht zu realisieren.

Abstract

Promotion of renewable energies through taxes and subsidies is an important goal in environmental and energy policy. However, the use and increasing demand for solid biomass in Austria raises several questions. First, the use of biomass requires large amounts of land which otherwise could be used for other purposes (e.g. food production) or left as undeveloped land. Secondly, increasing biomass production might be in contradiction with sustainable management, especially in forest ecosystems. As a matter of fact, the forests of the biosphere park "Wienerwald" are considered a potential energy wood resource. This has stimulated the management group of the the biosphere park "Wienerwald" to initiate and foster the present study. Two questions will be addressed: (1) What is the potential wood amount available for biomass withdrawal? (2) How much of this potential can be used under sustainability constraints (e.g. production ecology, maintenance of biodiversity)?

Our study focuses on the area of the biosphere park "Wienerwald", especially on managed forests in the buffer and transition zone. Only beech and oak dominated stands are considered for the investigation. The calculation of the biomass stocks, distribution of biomass compartments and biomass removal for permanent experimental plots for beech (Stift Heiligenkreuz) and two forest districts (Österreichische Bundesforste AG) was based on the relationship between single tree biomass functions and inventory data. An extensive literature review and an expert survey was conducted to assess the significance of dead wood for biodiversity conservation.

Within the beech stands (age 22 to 110 years) the share of the wood in bark diameter more than 7 cm increases from 80% (stand age 22 year) to 90% (age 67 and 110 years). The standing dead biomass of these „low thinned“ stands is about 7 to 14 tons/ha (2 to 6% of the total above ground biomass). Therefore for the beech growth series the share of branch biomass in bark varies between 15 and 20%. For the forest districts Weidlingbach and Stadlhütte the share of branch biomass in bark is about 12 to 19%, which could be considered as an additional harvesting volume. But the moderate increase in possible yield of biomass by harvesting more than the conventional wood in bark more than 7 cm diameter would also increase the nutrient removal considerably. Therefore, harvesting techniques are an important factor in nutrient management. A target-orientated management of the dead wood will decrease the potential of harvesting volume.

Except vascular plants, all taxa examined in this study (bryophytes, fungis, lichens, gastropods, beetles, birds, mammals) are significantly related to dead wood. Concerning the set of forest dependent species 20 to 50% of species depend on the presence of dead wood in forest

ecosystems. Particularly, considerable numbers of saproxylic species can be found in beetles (approximately 1400) and fungus (over 2000). This means, that dead wood is an important key structure for the maintenance of forest biodiversity. However, there is no general threshold for the occurrence of saproxylic species in managed forest, because species differ in their demands for dead wood quantity and quality; particularly those saproxylic species are highly susceptible to low dead wood volumes which require developmental phases of old-growth or primeval forests (“Urwälder”). The survival of such species might only be ensured through forest reserves or species specific management programs. Nevertheless, based on the present study we can give some recommendations for dead wood management in managed forest. As a standard or reference value we propose that 5-10% of the growing-stock volume (especially beech, oak) must consist of “dead wood candidates” or dead trees. Most of the saproxylic species will benefit from such a dead wood matrix which also ensures the connectivity between the existing core areas in the biosphere park Wienerwald. A list of recommendations and measures to reach this goal is presented. Accumulation of dead wood in managed forests can be done through conservation measures, like sparing of single trees (“dead tree candidates”), groups of old trees (“Altholzinseln”), tree stands (“natural forest cells”) or forest areas (“core areas” in biosphere parks). Moreover, trees which are of less or no importance for forestry, such as pioneer trees, trees exhibiting fungus, cavities, or growth defects and damages, should be preserved in any case. Although not a subject of our study an example from Germany demonstrated that trees with marginal economic value could be set aside. In this example a total of 7% of the stock of wood could be safeguarded for biodiversity without causing economical disprofit.

The White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) which is considered a flagship, umbrella and indicator species in the biosphere park Wienerwald, is presented in detail.

Considering sustainability (safeguarding biodiversity and maintenance of sustainable ecological processes for timber production) we recommend not to realize the potential of branch material for energy use.

Kurzfassung

Die verstärkte Förderung erneuerbarer Energiequellen ist ein wichtiges umwelt- und energiepolitisches Ziel. Allerdings wirft die Nutzung und steigende Nachfrage nach heimischer Biomasse zur energetischen Verwertung zahlreiche Fragen auf. Einerseits entsteht eine Konkurrenzsituation zu herkömmlichen Nutzungsformen, andererseits kann eine verstärkte Nutzung im Widerspruch zu einer ökologisch nachhaltigen Bewirtschaftung stehen, insbesondere in Waldökosystemen. Auch der Wald im Biosphärenpark Wienerwald wird als potenzielle Energieholzressource betrachtet. Dies veranlasste das Biosphärenpark Wienerwald Management die vorliegende Studie anzuregen und zu unterstützen.

Folgende zwei Fragen stehen im Zentrum der Bearbeitung: (1) Welches Potenzial zur Entnahme von Biomassen steht prinzipiell zur Verfügung? (2) Wie groß ist das Nutzungspotenzial, wenn Kriterien der ökologischen Nachhaltigkeit (z.B. Produktionsökologie, Sicherung der Biodiversität) angewandt werden?

Die Studie konzentriert sich auf das Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald und hier wiederum auf die Wirtschaftswälder der Entwicklungs- und Pflegezone. Nur Buchen- und Eichen-dominierte Bestände konnten berücksichtigt werden.

Die Quantifizierung der Biomassenvorräte, Biomassenkompartimentverteilungen und die Kalkulation des Biomassenentzugs erfolgte auf Basis von Schätzfunktionen der Einzelbaumbiomassen für permanente Buchen-Untersuchungsflächen des Forstamts Stift Heiligenkreuz und für zwei Waldreviere der Österreichischen Bundesforste AG (Weidlingbach und Stadlhütte) anhand von Inventurdaten. Eine umfangreiche Literaturrecherche und Experten-Workshops bilden die Basis, um die Bedeutung des Totholzes für die Sicherung der Biodiversität darzustellen und quantifizieren zu können.

Biomassenvorräte und Kompartimente in ausgewählten Revieren des Wienerwaldes

Basierend auf Schätzfunktionen für die wichtigsten Baumarten im Wienerwald wurden neben den biometrischen Bestandeskennzahlen die Biomassenverhältnisse für vier Buchenbestände im Wienerwald (Chronosequenzreihe Heiligenkreuz mit Bestandesalter 22, 40, 67 und 110 Jahre) und für ein Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte der Öbf AG) berechnet. Für die Buchenbestände der Chronosequenzreihe Heiligenkreuz, welche bisher schwach niederdurchforstet worden waren, lag der stehende Totholzanteil (Dürrlinge) bei rund 3 bis 17 fm_s/ha oder 7 bis 12 t/ha Biomasse. Aus den Kompartimentverteilungen der Biomassen ist ersichtlich, dass ab dem Stangenholzstadium der Anteil des Schaffholzes in Rinde zwischen 80 und 85% liegt. Astholzmengen, welche potentiell für die Erzeugung von Waldhackgut zur

Verfügung stünden, nehmen nur rund 15-20% der Bestandesbiomassen ein. Wichtig ist aber darauf hinzuweisen, dass bei einer über die konventionelle Holznutzung hinausgehende Entnahme von Biomasse die produktionsökologischen Voraussetzungen beeinträchtigt werden. Insgesamt schwanken die durchschnittlichen altersbezogenen Zuwächse in diesen Beständen zwischen 5,4 und 6,8 t/ha/y. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch bei Betrachtung der Bestandesentwicklung von Buchen- und Eichenbeständen nach den Ertragstafelmodellen. Bei der Analyse des Untersuchungsgebietes (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte), welches ein weitgehend ausgeglichenes Altersklassenverhältnis bis zum Alter von 120 Jahren aufweist, zeigt sich ein Anteil von nur rund 14% älterer Bestände über 140 Jahre. Bei dominierender Buche (63% des Vorrats) beträgt die mittlere Stammzahl im Durchmesserbereich über 50 cm 12 N/ha, was einem Vorrat von 45 fm_s/ha entspricht. Die durchschnittlichen Vorräte in den 100 bis 140 Jahre alten Beständen liegen bei rund 540 fm_s/ha und 400 t/ha. Das entspricht einem Altersdurchschnittszuwachs von rund 3,3 t/ha/y. Im Mittel schwankt der Astholzrindenanteil der älteren Bestände zwischen 12 und 19%.

Bedeutung des Totholzes für die Sicherung der Biodiversität: Ergebnisse aus Literaturrecherche und Expertenbefragung

Auffallend ist die geringe Anzahl an Studien, die in Buchenwäldern bisher durchgeführt wurden. Die meisten wissenschaftlichen Arbeiten stammen aus den borealen Fichtenwäldern Skandinaviens oder aus Nordamerika. Aus Österreich bzw. dem Wienerwald gibt es nur eine sehr geringe Anzahl rezenter bzw. relevanter wissenschaftlicher Arbeiten zum Thema Totholz und Biodiversität.

Pilze: Alle bisher veröffentlichten Studien weisen auf die herausragende Bedeutung des Totholzes für die Aufrechterhaltung der Artenvielfalt der Pilze hin. Obwohl die meisten Arbeiten aus Skandinavien stammen und überwiegend Fichtenwälder betreffen, wurden in den letzten Jahren auch einige wissenschaftliche Untersuchungen in Buchenwäldern durchgeführt, v.a. in Dänemark. Totholzmenge und Zersetzungsstadium sind entscheidend für den Artenreichtum der Totholz-Pilze. Während der mittleren Zersetzungsstadien ist der Nischenreichtum und damit auch die Artenvielfalt der Totholz-Pilze am größten. Einige Studien untersuchten die Frage, wie wichtig grobes Totholz (über 20 cm Durchmesser) im Vergleich zu feinerem ist. Die Ergebnisse sind recht überraschend: Auch auf Aststreu gibt es einen großen Artenreichtum an Totholz-Pilzen. Auf grobem bzw. feinem Totholz existieren sich ergänzende Artengarnituren. Viele besonders seltene und damit auch gefährdete Arten sind aber ausschließlich auf grobem Totholz anzutreffen.

Flechten: Bisher liegen nur wenige wissenschaftliche Studien mit einem entsprechenden, statistisch abgesicherten Design vor. Die beste Arbeit stammt aus Estland und wurde an Fichte,

Rotföhre, Birke und Schwarzerle durchgeführt. Etwa ein Viertel aller in dieser Studie registrierten Flechtenarten kam ausschließlich auf Totholz vor. Eine in Buchenwäldern durchgeführte Studie gibt es bisher leider noch nicht. Indirekt kann man aus Gebietsmonographien und lokalen Flechteninventuren auf die Wichtigkeit des Substrates Totholz für die Flechten schließen. So wurden im knapp 50 ha großen Naturwaldreservat Rohrach in Vorarlberg von 118 Flechtenarten 13,6 % (16 Arten) ausschließlich auf liegenden oder stehenden Totholz registriert. Für knapp 35 % (41 Arten) ist Totholz ein wesentliches Substrat.

Moose: Ähnlich wie bei den Flechten existiert ein reiches Spektrum an Expertenwissen, aber ökologische Studien mit einem klarem Design sind rar bzw. fast ausschließlich in anderen Waldtypen gemacht worden. Zwischen Wirtschaftswäldern und naturnahen Wäldern bestehen deutliche Unterschiede in der Vielfalt und Häufigkeit totholzbesiedelnder Moose. Naturnahe Wälder oder gar Urwälder sind deutlich reicher an Moosen. Wenn genügend grobes Astmaterial liegen bleibt, können aber auch Wirtschaftswälder einen gewissen Artenreichtum aufweisen. Eine in vier naturnahen ungarischen Buchenwäldern durchgeführte Studie konnte 11 auf Totholz angewiesene Moosarten finden. Sieben weitere Arten bevorzugten Totholz. Besonders die späteren Zersetzungsstadien sind für manche Moosarten essentiell; Harald Zechmeister nannte beim Expertenworkshop u.a. folgende speziell auf Totholz angewiesene Gattungen: *Nowellia*, *Lophozia* und *Buxbaumia*. In Nadelwäldern durchgeführte Studien weisen auf die Wichtigkeit von Bachkorridoren für Häufigkeit und Artenvielfalt der Totholz-Moose hin. Dies wird durch den Standortsfaktor Feuchtigkeit und einer besseren Durchlässigkeit bzw. Migrationsmöglichkeit entlang der Fließgewässer erklärt.

Gefäßpflanzen: Derzeit gibt es keine Hinweise bzw. Studien, dass Totholz ein bestimmender Faktor für die Vielfalt der Gefäßpflanzen in Buchenwäldern ist. Totholz spielt nur indirekt eine Rolle, in dem es die Verteilung der Gefäßpflanzen beeinflusst.

Schnecken: In den wenigen bisher publizierten Studien wird Totholz als bedeutender Faktor für die Vielfalt und Individuenzahl der Schnecken erachtet. Heike Kappes führte hierfür beim Expertentreffen folgende Gründe an: größere Strukturvielfalt, bessere Speicherung der Feuchtigkeit, akkumulierte und länger liegenbleibende Laubstreu und damit ein gesteigertes Nahrungsangebot für Schnecken. Eine Studie in einem bodensauren Buchenwald in Deutschland konnte einen signifikanten Anstieg der Artenvielfalt bei einem Volumen von mehr als 15 m³/ha stark zersetztem Totholz feststellen.

Käfer: Als (sapro)xylobionte (holzbewohnende) Käfer werden alle Arten definiert, die sich am oder im Holz jeglicher Zustandsformen und Zerfallsstadien einschließlich der holzbewohnenden

Pilze reproduzieren bzw. sich während des überwiegenden Teils ihrer individuellen Lebensspanne dort obligatorisch aufhalten. In Deutschland und Österreich sind 1377 Arten (das sind rund 25% aller Käferarten) aus 70 Familien obligatorische Totholzbewohner. Rund 60% der Totholzkäfer in Deutschland gelten als gefährdet und stehen auf der Roten Liste. Insgesamt acht Käferarten (davon zwei prioritär) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie sind auf Totholz als Substrat angewiesen. 115 Arten sind sogenannte Urwaldrelikte, deren Populationen stark im Rückgang begriffen oder bereits ausgestorben sind und daher in Mitteleuropa nur noch reliktsch vorkommen. Weitere Charakteristika dieser Reliktarten sind die Bindung an Strukturkontinuität bzw. Habitattradition (das ist die Kontinuität eines Waldes bzw. Baumbestandes hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung und seines Totholz- und Strukturangebots), Kontinuität der Alters- und Zerfallsphasen im Bestand sowie hohe Ansprüche an Totholzqualitäten und -quantitäten. 54 der 115 Urwaldreliktarten sind besonders eng an Urwälder gebunden; deren Populationen benötigen eine in Mitteleuropa aktuell nur mehr selten realisierte Faktorenkombination: große Waldflächen, seltene Holzpilze, starke Totholzdimension, hohes Baumalter, Besonnung der Bestände sowie späte Totholz-Sukzessions-Stadien. Von 20 der 115 Urwaldreliktarten liegen z.B. aus Deutschland keine rezenten Nachweise mehr vor. Hinsichtlich der Nutzung der Ressource Totholz bzw. der Bindung einer Art an Alter, Zersetzungsgrad oder Zersetzungsstrukturen kann man fünf Substratgilden unterscheiden: (1) Frischholzbesiedler, (2) Altholzbesiedler, (3) Mulmhöhlenbesiedler, (4) Holzpilzbesiedler, und (5) xylobionte Sonderbiologien. Unter den Urwaldreliktarten ist der Anteil der Mulmbewohner sehr hoch. Tatsächlich stellen Höhlen in dicken, lebenden Bäumen sehr stabile Habitate bzw. stabile Mikrohabitate für Insekten dar, die für manche Käfer für über hundert Jahre geeignete Lebensbedingungen bieten. Da die anspruchsvollen Totholzkäfer an stabile Verhältnisse angepasst und daher nur schlecht mobil sind, sind sie nicht nur durch den Verlust ihrer Lebensräume, sondern auch von den Folgen der Habitatfragmentierung betroffen. Neben der Isolation ihrer Populationen wird die xylobionte Käferfauna in Buchen-Wirtschaftswäldern vor allem durch folgende Faktoren beeinflusst: (1) Alter des Bestandes, (2) Bewirtschaftungsgeschichte, (3) Totholzangebot (z.B. Milieufaktoren, Dimension), (4) Holzpilzdiversität, (5) Baumartenzahl (z.B. hoher Eichenanteil), (6) Grad der Auflichtung (z.B. für Habitatwechsel zwischen Juvenilen und Adulten ist oft eine Kombination an sonnenstandigen Totholzobjekten und blütenreichen Strukturen in der Fläche sehr förderlich), (7) Anzahl hohler Bäume. Je älter ein Baum wird, desto vielfältiger wird sein Strukturangebot. Zu wichtigen und wertvollen Mikrohabitaten für xylobionte Käfer an Bäumen zählen u.a. Blitzrinnen, Zwieselabrisse, Schürfstreifen- und Schürfrinnen, Starkastaurisse und Teilkronenbrüche, Totastlöcher bzw. Stümpfe, verpilzte Areale, Höhlen, Mulmtaschen in lebenden Kronenästen, oder austrocknende und abgestorbene Kronenteile. Die Diversität der totholzbewohnenden Käfer steigt mit der Totholzmenge; bei geringen Totholz-Quantitäten ist ein rascher Anstieg, bei höheren nur mehr ein langsamer festzustellen. Ein

konkreter Schwellenwert lässt sich nur schwer definieren, da anspruchsvolle Arten sehr hohe Totholz mengen benötigen.

Vögel: Es existiert eine umfangreiche Literatur, aus der die Bedeutung von Totholz für zahlreiche Vogelarten, insbesondere für holzbewohnende Arten wie Spechte, hervorgeht. Totholz ist für Vögel (1) Nahrungsbiotop (v.a. Arthropoden in und an Totholz), (2) Brutraum, Schlafplatz und Versteck (Höhlen, lose Rinde) sowie (3) Singwarte, Balz- und Trommelplatz (Resonanzholz). Qualität und Quantität des Totholzes gelten generell als ein elementarer Faktor für die Artenzusammensetzung und Abundanz der Brutvogelgemeinschaft des Waldes. Größte Bedeutung wird stehendem Totholz (Baumruinen oder Dürrlingen, Baumstümpfen, Totästen, absterbenden Baumteilen) beigemessen, aber auch liegendes Totholz ist z.B. für die Nahrungssuche und den Nestbau wichtig. Neben dicken Totholzstämmen hat auch schwaches Totholz, etwa für die Nahrungssuche des Weißrückenspechtes (*Dendrocopos leucotos*) oder Grauspechtes (*Picus canus*), hohe Bedeutung. Ständig auf Totholz sind Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Grauspecht, Weißrückenspecht und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) angewiesen, saisonal und regional unterschiedlich dagegen Grünspecht (*Picus viridis*), Buntspecht (*Dendrocopos major*), Blutspecht (*D. syriacus*), Mittelspecht (*D. medius*) und Kleinspecht (*D. minor*). Mit steigendem Totholzanteil nimmt die Siedlungsdichte von holzbewohnenden Vogelarten zu.

Eine große Zahl von sekundären Höhlen- und Halbhöhlenbrütern bzw. Baumnischenbrütern profitiert von einem hohen Totholz-, Spechthöhlen- und Faulhöhlenangebot. Dazu gehören unter anderem Hohltaube (*Columba oenas*), einige Eulenarten, Meisenarten, Kleiber (*Sitta europaea*), Baumläufer und insbesondere auch Fliegenschnäpper. Das Höhlenangebot für diese Arten steigt auch mit dem Bestandesalter.

Das Gesamtgebiet des Wienerwaldes, dessen Avifauna durch Arten der collinen und montanen Laubwaldstufe geprägt ist, weist inklusive unregelmäßiger Brutvögel rund 128 Vogelarten auf, von denen nach einer ersten Einschätzung mindestens 72 Arten (56,3%) direkt (Totholznutzung) und/oder indirekt (Lichtungsbildung, innere Waldränder, Flug- und Jagdmöglichkeiten) von Totholzstrukturen profitieren. Für mindestens 28 Vogelarten (23,3%) ist Totholz im Wienerwald von essentieller Bedeutung. Für den Wienerwald existieren einzelne vergleichende bzw. autökologische Studien zu Buntspecht, Mittelspecht, Kleiber und Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*), die auch für dieses Gebiet eine hohe Bedeutung von Totholz als Nahrungs- und Jagdbiotop, als Neststandort (Bruthöhlen und -nischen) sowie als Balzplatzstruktur belegen. Als totholzabhängige Indikatorarten für die Laubwälder des Wienerwaldes besonders herauszustreichen sind Weißrückenspecht, Mittelspecht, Kleinspecht, Halsbandschnäpper und Zwergschnäpper (*Ficedula parva*).

Dabei ist der Mittelspecht, sowie in abgeschwächter Form auch Kleinspecht und Halsbandschnäpper, in den Wirtschaftswäldern auf eichenreiche Bestände angewiesen. Eichen

weisen im vitalen Zustand mehr Totholzstrukturen als lebende Buchen auf, des weiteren bietet ihre grobe Borke generell Stammabsuchern im Vergleich zur glattborkigen Buche bessere Nahrungserwerbsmöglichkeiten. Wie aus der Literatur hervorgeht, kann der Mittelspecht weitgehend reine Buchenwälder erst im Alter von etwa 200 Jahren besiedeln, wenn die Borke der Buche grobrissig wird. Die Totholznutzung durch den Mittelspecht spielt generell bei zunehmenden Buchenanteil bzw. abnehmenden Eichenanteil eine immer bedeutendere Rolle. Für den Wienerwald kann ein Richtwert von 155 vfm/ha an (Alt-)Eichen (lebender Vorrat) gelten, damit pro 10 ha eine besetzte Bruthöhle möglich ist. Dieser Wert entspricht 80 Eichen/ha mit einem durchschnittlichen BHD von 43 cm und einer durchschnittlichen Höhe von 25 m.

Der vorwiegend an Buchenwälder gebundene Weißrückenspecht benötigt besonders hohe Mengen an Totholz. Nach einer Studie im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet waren dort in seinen Revieren durchschnittlich 58 m³/ha Totholz vorhanden. Laut Literatur sollen großflächig mindestens 20 m³/ha Totholz gegeben sein, damit mit einem Weißrückenspecht-Vorkommen gerechnet werden kann.

Säugetiere: Für Säuger gibt es aus dem (mittel-)europäischen Raum erst wenige Arbeiten, die sich näher mit der Bedeutung von Totholz für diese Tiergruppe auseinandersetzen. Bei Rötelmäusen (*Chlethrionomys glareolus*) und Gelbhalsmäusen (*Apodemus flavicollis*) konnten Präferenzen für Flächen mit Reisig, Fallholz und Baumstümpfen ermittelt werden. Generell ist liegendes Totholz ein Habitatelement, das besonders für Kleinsäuger eine enorme Strukturierung am Waldboden bewirken kann (u.a. Anlage von Bauen). Stehendes Totholz ist ein wichtiges Tages- und Winterquartier für Fledermäuse und Schläfer. Als Quartiere für Fledermäuse sind im Wald Hohlräume in Bäumen, verursacht durch Fäulnis und Spechte, sowie Spalten hinter abstehender Rinde von hoher Bedeutung. Bezogen auf den Wienerwald können hier, wie in anderen laubwalddominierten Waldgebieten Mitteleuropas, Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) und Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) als besondere Zielarten des Naturschutzes fungieren. Die Mopsfledermaus bewohnt nahezu ausschließlich Rindenspalten, die Bechsteinfledermaus braucht großflächig strukturreichen Laubwald, wobei ein Quartierangebot von mindestens 25 Baumhöhlen pro ha Altbestand bzw. mehr als 7 Höhlenbäume/ha vorhanden sein sollten. Für den Fledermausschutz werden 10% Totholzanteil für ausreichend gehalten. Aufgrund des häufigen Quartierwechsels empfehlen sich größere Altholz- und Totholzinseln.

Resümee: Bedeutung des Totholzes für die Biodiversität und empfohlene Maßnahmen

Von den bearbeiteten Organismengruppen Moose, Pilze, Flechten, Gefäßpflanzen, Schnecken, Käfer, Vögel und Säugetiere weisen alle außer Gefäßpflanzen enge Beziehungen zu Totholz auf. Von den charakteristischen Waldorganismen der jeweiligen Gruppen sind zwischen 20 und

über 50% der Arten auf das Vorhandensein von Totholz angewiesen. Das bedeutet, dass Totholz ein entscheidender Faktor für die Sicherung der Biodiversität im Wald ist. Aufgrund theoretischer Überlegungen lässt sich für die Biodiversität im Allgemeinen kein eindeutiger Schwellenwert für den Wirtschaftswald angeben, da bestimmte Arten hohe Totholzmengen benötigen, die nur in Urwäldern zu finden sind. Daher führt für diese Arten kein Weg an einer Ausweisung von Totalreservaten vorbei bzw. müssen für sie spezielle Artenschutzmaßnahmen gesetzt werden. Trotzdem kann auf Basis vorliegender Studien eine Empfehlung für Wirtschaftswälder gegeben werden. Als Richtwert sollten im Biosphärenpark Wienerwald zwischen 5 und 10% des Vorrats (vornehmlich Buche, Eiche und andere Laubhölzer) als Totholzanwärter oder Totholzbäume zur Verfügung stehen. Damit dürfte für die Mehrzahl der Totholzorganismen eine durchgängige Totholzmatrix im Wirtschaftswald in Kombination mit den bestehenden Kernzonen gewährleistet sein.

Konkrete Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung in den Pflege- und Entwicklungszonen des Biosphärenparks Wienerwald werden für stehendes und liegendes Totholz, Waldpflege und Durchforstung, Waldverjüngung und Ernte gegeben. Anreicherung von Totholz im Wald kann einerseits durch Naturschutz-Maßnahmen, wie das Belassen von Einzelbäumen (Totholzanwärter), Baumgruppen (Altholzinseln), Beständen (Naturwaldzellen) oder die Ausweisung von Gebieten („Kernzonen“), andererseits durch waldbauliche Maßnahmen erfolgen. Zudem sollte großer Wert auf die Erhaltung von forstwirtschaftlich wenig attraktiven Bäumen wie z.B. Pionier-, Zwiesel-, Pilz- oder Höhlenbäume gelegt werden. Obwohl nicht Gegenstand der vorliegenden Studie zeigt ein Beispiel aus Nordrhein-Westfalen, dass die außer Nutzung Stellung von Bäumen mit geringem wirtschaftlichen Wert durchführbar ist. In diesem konkreten Fall konnten damit 7% des Holzvorrats für die Totholzbewohner sichergestellt werden.

Für die Buchenwälder eignet sich der Weißrückenspecht als Indikator- bzw. Schirmart („indicator“ und „umbrella species“). Dies bedeutet: der Weißrückenspecht kann als charismatische Art auch ein reiches Vorkommen anderer spezialisierter, aber unscheinbarer Totholz-Spezialisten indizieren.

Unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit (Sicherung der Biodiversität, Erhaltung des produktionsökologischen Potenzials für die Nutzholzproduktion) wird zusammenfassend empfohlen, dass Mehrnutzungspotenzial durch Waldhackgutgewinnung nicht zu realisieren.

Abkürzungen, Einheiten und Umrechnungsfaktoren

Berechnung der Holzmenge pro Baumstamm

Zur Berechnung der Holzmenge in Festmeter (fm, m³) pro Baumstamm wird folgende Formel verwendet:

L (Länge des Baumstammes) * r^2 (Quadrat des Radius) * π (die Zahl Pi) * 0,5 (Formzahl; Stamm ist im unteren Bereich zylindrisch und verschmälert sich nach oben, hat daher die Form eines Kegels).

Für eine „Ideal-Buche“ mit einem Brusthöhendurchmesser (= Stammdurchmesser in 1,3 m Höhe) von 50 cm und 30 m Höhe/Länge wird die (Tot)Holzmenge daher wie folgt berechnet: $30 * 0,25^2 * 3,14 * 0,5 = 2,94 = \sim 3 \text{ m}^3$

Raumgewichte (aus <http://brennholz.info/au.html>)

Bei 0% Wassergehalt (Holz getrocknet 24 Stunden lang bei 105°C) beträgt das Raumgewicht für Buche 554 kg/fm, bei Eiche 561 kg/fm.

Raummaße: Umrechnungszahlen (aus <http://brennholz.info/au.html>)

1,0 Festmeter (fm) = 1,4 Raummeter / Ster (rm) = 2,5 Schüttraummeter (srm)

0,7 Festmeter (fm) = 1,0 Raummeter / Ster (rm) = 1,8 Schüttraummeter (srm)

0,4 Festmeter (fm) = 0,56 Raummeter / Ster (rm) = 1,0 Schüttraummeter (srm)

Biomassenkompartimente: Trockengewicht in kg oder t/ha

Baumholz in Rinde: BHR

Hauptkompartimente: Schaftholz in Rinde: SHR

Astholz in Rinde: AHR

weitere Kompartimente

Kompartimente	Durchmesser-Bereich	Stamm + Ast = Baumbiomasse		
		SDHR	ADHR	DHR
Derbholz i. Rinde	>= 7 cm	SDHR	ADHR	DHR
Grobreisigholz i. Rinde (74)	7 - 4 cm	SGHR (74)	AGHR (74)	GHR (74)
Grobreisigholz i. Rinde (42)	4 - 2 cm	SGHR (42)	AGHR (42)	GHR (42)
Feinreisigholz i. Rinde (21)	2 - 1 cm	-	-	FHR (21)
Zweige	<= 1 cm	-	-	ZW
Kronen-Dürrholz i. Rinde		-	-	DÜRR

CWD

Coarse Woody Debris; Ast- und Stammteile mit einem Durchmesser größer als 10 cm

FWD

Fine Woody Debris; Zweig-, Ast- und Stammteile mit einem Durchmesser kleiner als 10 cm

MCPFE

Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe

1. Einleitung

Die österreichische Forstpolitik und –wirtschaft verfolgen das Ziel einer nachhaltigen, multifunktionellen Waldbewirtschaftung. Neben der Wohlfahrts- und Schutzfunktion der Wälder wird in internationalen Abkommen (MCPFE, Biodiversitätskonvention) besonders dem Schutz der Biodiversität in Wäldern Rechnung getragen.

Bei der Waldbewirtschaftung im Wienerwald steht auf den mittel- bis besserwüchsigen Standorten die Produktion hochwertigen Nutzholzes im Vordergrund. Dabei spielen die Baumarten Buche, Eiche und Lärche, aber auch andere Laubbäume eine hervorragende Rolle. Bei den Pflege- und Erntehieben in den letzten beiden Jahrzehnten lag aus wirtschaftlichen Gründen der Schwerpunkt bei der Holzernte in der Entnahme „verwertbarer“ Dimensionen. Stärkeres Kronenholz (> 10 cm Durchmesser) wird i.d.R. am Waldort belassen. Durch die steigende Nachfrage nach erneuerbarer Energie ist jedoch das Interesse an den Laubwaldbeständen im Wienerwald als potenzielle Energieholzressourcen gestiegen (Hirschberger 2006). Eine über die konventionelle Nutzungsintensität hinausgehende Entnahme von Biomassen wird im Rahmen einer nachhaltigen und multifunktionalen Waldwirtschaftung, in der Holz- bzw. Biomassennutzung und Naturschutz eine wichtige Rolle spielen, kritisch diskutiert. Die Biomassenstruktur von Einzelindividuen und Waldbeständen stellt einen Schlüsselparamter für die Aufnahme, Nutzung und Umsetzung von Ressourcen dar. Die Darstellung der Verhältnisse und Kreisläufe von Kohlenstoff und Nährstoffen ist eng mit jener der Biomassenkompartimente verbunden. Für die Bewertung von Bewirtschaftungsverfahren hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Kohlenstoff- und Nährstoffkreislauf sind Schätzungen der Biomassenvorräte und -produktion vor Ort in repräsentativen Ökosystemtypen erforderlich. Kenntnisse über die Biomassenstruktur, Produktivität und Produktionsbilanzen von Waldbeständen mit verschiedenen Entwicklungsstufen aus dieser Region fehlen jedoch weitgehend. Auffallend ist, dass trotz zunehmenden Interesses an der Laubbaumbewirtschaftung eine betriebswirtschaftliche Bewertung nach den „neuen“ ökonomischen Rahmenbedingungen bisher unterblieb.

Es ist unbestritten, dass Alt- und Totholz wichtige Funktionen erfüllt, insbesondere für die Sicherung der Biodiversität. Totholz stellt in den Wäldern ein wesentliches Strukturelement und gleichzeitig ein großes Biomassepotenzial dar. Mit dem Totholz hängen vielfältige physikalische, chemische und biologische Prozesse zusammen, die für Bodenentwicklung, Humusbildung, Wasserhaushalt und Mikroklima, sowie für verschiedenste Organismengruppen bzw. für die Biodiversität insgesamt von großer Wichtigkeit sind. Eine besondere Bedeutung kommt dabei dem stark dimensionierten Alt- und Totholz zu (Harmon 2001).

Die Ziele der Studie sind daher:

- 😊 Verbesserung der Kenntnisse über die vorhandenen Biomassenvorräte und deren nachhaltiges Nutzungspotenzial im Biosphärenpark Wienerwald.
- 😊 Quantifizierung des Biomassen- und Elemententzuges bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten in Buchen- und Eichenbeständen anhand von Fallbeispielen.
- 😊 Erarbeitung von Grundlagen für ein nachhaltiges Totholzmanagement (Sicherung der Biodiversität) in Buchen- und Eichenbeständen.
- 😊 Schätzung nachhaltiger Nutzungspotenziale für unterschiedliche Zielsetzungen.

Für den Bereich Biodiversität werden mittels Literaturlauswertung und Experten-Workshops folgende Schwerpunkte gesetzt:

- a. Vorschlag von Maßnahmen zur Erhaltung und Steigerung der Alt- und Totholzmenge in den Laubwäldern der Pflege- und Entwicklungszonen im Biosphärenpark Wienerwald;
- b. Darstellung und Bewertung des geplanten Biomasseentzugs im Hinblick auf die Biodiversität anhand von Indikatorgruppen bzw. -arten, insbesondere der an Alt- und Totholz gebundenen Organismen;
- c. Diskussion etwaiger Zielkonflikte (mit Waldbewirtschaftern, Naturschutz-NGOs) und Vorschläge zu deren Lösung.

Damit wird eine Wissensgrundlage für ein ökonomisch, ökologisch und sozio-kulturell nachhaltiges Waldbiomassenmanagement geschaffen und zugleich ein Beitrag für die nachhaltige Entwicklung einer Modellregion wie dem Biosphärenpark Wienerwald geliefert.

2. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

2.1. Wienerwald und Biosphärenpark

2.1.1. Der Wienerwald im Allgemeinen

Der Wienerwald ist ein hügeliges Bergland mit Höhen von 200 m bis maximal 890 m. Er bildet den nordöstlichsten Ausläufer der Alpen und stellt das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet Österreichs dar.

Nach Landsteiner (1990) erstreckt sich das Gebiet des Wienerwaldes über rund 135.000 ha, wovon rund 70.000 ha (52%) Wald sind. Die Charakteristik des Wienerwaldes wird von zwei Faktoren entscheidend geprägt: (1) Den geologischen Untergrund betreffend, unterscheidet man zwischen der Flyschzone (meist kalkarme Mergel und Tonschiefer mit Sandsteineinlagerungen) im Norden und Westen (Flyschwienerwald) sowie der Kalk- und Dolomitgesteinszone im Süden (Kalkwienerwald). (2) Das Klima wird von einem West-Ost-Gradienten mit nach Westen abnehmender Durchschnittstemperatur und steigender Niederschlagsmenge bestimmt.

Der Wienerwald setzt sich zum überwiegenden Teil aus Buchenwäldern (vielfach reinen Beständen) und Eichen-Hainbuchenwäldern zusammen. Im südöstlichen Teil dominiert auf Dolomit - Untergrund in einigen Bereichen die Schwarzkiefer (*Pinus nigra*). Nach Westen steigt, besonders gefördert durch forstliche Eingriffe, der Fichten- und Lärchenanteil an, während die natürlich vorkommende Tanne – v.a. bedingt durch Schadstoffeinträge und Wildverbiss - nur noch untergeordnet auftritt. Hauptsächlich im Osten findet sich Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Zerreiche (*Qu. cerris*). Stieleiche (*Qu. robur*) fehlt im Wienerwald fast vollständig (Willner, pers. Mitt.). Die Baumartenverteilung des Wienerwaldes sah im Jahre 1989 folgendermaßen aus: 54,7% Rotbuche (*Fagus sylvatica*), 5,7 % Hainbuche (*Carpinus betulus*), 5,5% Eiche (*Quercus spp.*), 2,2% Esche (*Fraxinus excelsior*), 2,2 % sonstige Laubbäume, 11,2% Fichte (*Picea abies*), 2,1% Tanne (*Abies alba*), 5,8% Lärche (*Larix decidua*), 10,1% Kiefer (*Pinus spp.*) und 0,4% sonstiges Nadelholz (Landsteiner 1990; siehe auch Berg & Zuna-Kratky 1992, Michalek et al. 2001).

Der überwiegende Anteil des Wienerwaldes liegt in Niederösterreich. Der Wiener Anteil umfasst eine Fläche von etwa 54 km² und gehört zum Flysch- oder Sandstein-Wienerwald, der gegenüber dem Kalkwienerwald sanfthügeliger ist und tiefgründigere Böden aufweist. Der Baumbestand auf Wiener Gebiet wird ganz überwiegend durch Laubhölzer gebildet. Die Eiche ist mit einem Anteil von 42% auf Wiener Landesfläche deutlich stärker vertreten als sonst im Wienerwald (siehe oben). Die Buche weist hier einen Anteil von 30% auf und die Hainbuche ist

mit 25 % die dritthäufigste Baumart des Wiener Anteils des Wienerwaldes (Wichmann & Frank 2005).

2.1.2. Der Biosphärenpark Wienerwald

Der Wienerwald ist seit 30.6.2005 von der UNESCO als Biosphärenpark anerkannt. Nach den internationalen Kriterien der UNESCO ist ein Biosphärenpark ein Großschutzgebiet, das sich in Kernzone(n) (mindestens 5% der Fläche) mit dem Primärziel Prozessschutz sowie in eine oder mehrere Pflege- und Entwicklungszonen gliedert. Dieses umfassende Konzept verbindet Schutzbestrebungen und die Nutzung durch den Menschen und ist somit maßgeschneidert für Kulturlandschaften mit hohen Naturwerten (Loiskandl 2006; vgl. ARGE Wienerwald 2002). Die Ziele eines Biosphärenparks, in dem Naturschutz und Nutzungsansprüche harmonisch abgestimmt werden sollen, sind folgendermaßen zusammenzufassen (Loiskandl 2006):

- großflächiger Schutz von Ökosystemen und Landschaften, Erhaltung der biologischen und kulturellen Vielfalt und der genetischen Ressourcen;
- Entwicklung und Förderung von ökologisch, wirtschaftlich und sozial nachhaltigen Formen der Landnutzung;
- Forschung, Umweltbeobachtung und Bildungsaktivitäten für ein besseres Verstehen der Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur.

Der Biosphärenpark Wienerwald umfasst insgesamt 105.645 ha und entspricht in seiner Ausdehnung dem NÖ Landschaftsschutzgebiet Wienerwald und den Flächen des Wiener Schutzgebiets des Wald- und Wiesengürtels. 51 Gemeinden in Niederösterreich und 7 Wiener Gemeindebezirke haben Flächenanteile am Biosphärenpark (Loiskandl 2006).

Die prozentuelle Verteilung der Landnutzungsformen im Biosphärenpark Wienerwald lautet: Wald ca. 63 %, Grünland ca. 18%, Siedlungsfläche ca. 7%, Acker ca. 5%, Weingärten ca. 2%, Sonstiges (Offener Boden, vegetationslose Flächen, Wasserflächen, etc.) ca. 5%.

Der Wald im Biosphärenpark Wienerwald weist nach Loiskandl (2006) folgende Charakteristika auf:

- ca. 67.000 ha (~ 63% der gesamten Biosphärenparkfläche)
- eines der größten zusammenhängenden Buchenwaldgebiete Europas
- 25 verschiedene Waldgesellschaften (verschiedene Buchen- und Eichenwälder, Eichen-Hainbuchenwälder, Edellaubwälder, kleinflächige Auen und Schwarzerlenwälder; regionale Besonderheiten: Schwarzkiefernwälder, wärmeliebende Flaumeichenwälder, Gipfeleschenwälder)
- durchwegs seit Jahrhunderten +/- intensiv genutzt (Holzgewinnung, planmäßige Forstwirtschaft, Jagd, Waldweide, Streu- und Harzgewinnung, Freizeit- und Erholungsnutzung)

- sehr heterogene Eigentumsstruktur, sehr unterschiedliche Betriebs- und Bewirtschaftungsformen.

Die Zonengliederung des Biosphärenparks Wienerwaldes schlägt sich auch in der Detailplanung für die Waldflächen nieder. Für die **Kernzonen** im Biosphärenpark hält Loiskandl (2006) fest:

- ca. 5.500 ha Waldfläche
- 32 Teilflächen dezentral verteilt über den gesamten Wienerwald
- 22 verschiedene Waldgesellschaften repräsentiert
- Zielsetzung: Entwicklung von Naturwaldflächen mit möglichst geringer menschlicher Einflussnahme (primär Prozess- und Lebensraumschutz, nur subsidiär auch Artenschutzmaßnahmen)
- keine (forst-) wirtschaftliche Nutzung
- Nutzung von Wegen zu Erholungszwecken weiterhin möglich
- Auswahl und Abgrenzung im Einvernehmen mit den Waldeigentümern
- Vertragliche Einigung mit Eigentümern über Entschädigung
- Verordnung als Kernzonen und Naturschutzgebiete (Naturwaldreservate ausgenommen) erst nach erfolgter vertraglicher Einigung

Pflegezonen im Wald des Biosphärenparks sind sowohl in engem Kontakt zu Kernzonen vorgesehen, insbesondere als Pufferbereich zum Wirtschaftswald, im Wiesenbereich und als Puffer zu Siedlungen und Straßen, als auch unabhängig von Kernzonen, etwa als bachbegleitende Gehölze und Auwälder und für besonders wertvolle Landschaftsräume im Wald (Loiskandl 2006).

Der Wald der **Entwicklungszone** umfasst ca. 52.300 ha Wirtschaftswald unterschiedlicher Art (Loiskandl 2006). **Die Buchen- und Eichenwälder des Wirtschaftswaldes der Entwicklungszone sind im Folgenden Kernthema dieser Studie.**

Jedoch sollen Größe, Lage und Vernetzung der Kernzonen nicht außer Acht gelassen werden. Daher wurde die Größenverteilung (Abb. 2-1) und die minimalen Distanzen zwischen den Kernzonen (Abb. 2-2) analysiert. Daraus ergibt sich für die 33 vorgesehenen Kernzonenkomplexe inklusive bestehender Naturwaldreservate im Biosphärenpark Wienerwald ein Medianwert von 89 ha Größe im Abstand von 1,1 km (Medianwert des kleinsten Abstandes zweier Kernzonen; GIS-Analyse nach dem Planungsstand Juni 2006).

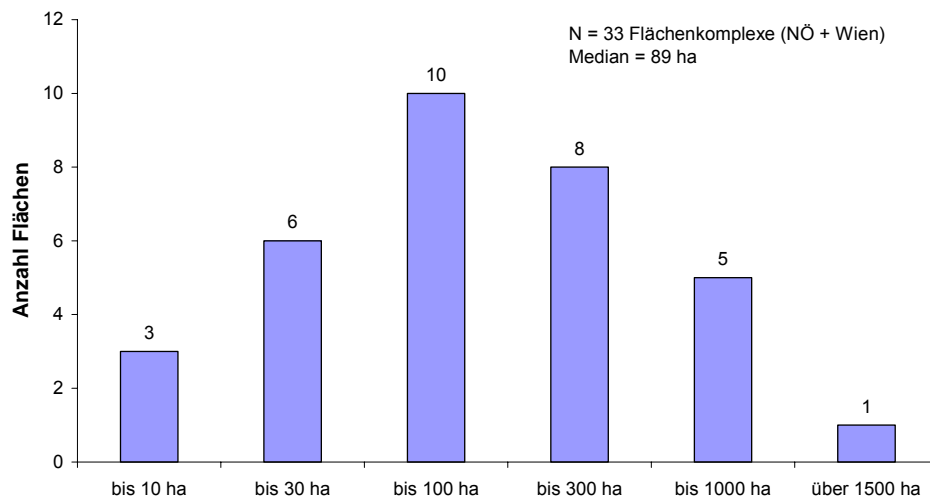
Flächengrößen Kernzonen + NWR

Abb. 2-1: Größenverteilung von Kernzonen-Flächen und Naturwaldreservaten im Biosphärenpark Wienerwald (unmittelbar benachbarte Flächen sind zu einer Einheit zusammengefasst) (nach dem Planungsstand Juni 2006).

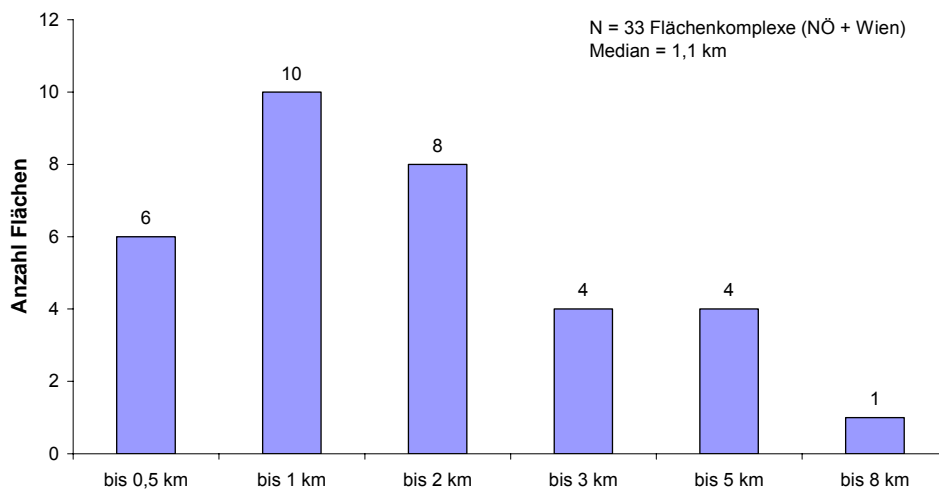
**Abstände benachbarter Flächen
Kernzonen + NWR**

Abb. 2-2: Kleinster Abstand von Kernzonen-Flächen und Naturwaldreservaten im Biosphärenpark Wienerwald (unmittelbar benachbarte Flächen sind zu einer Einheit zusammengefasst) (nach dem Planungsstand Juni 2006).

Mit dieser Quantität und räumlichen Anordnung der Kernzonen ist prinzipiell eine beachtliche Perspektive für charakteristische Arten von Natur- und Urwäldern gegeben (vgl. Kap. 5.2. und 5.3.). Jedoch sind die Kernzonen im Wienerwald nicht gleichmäßig verteilt (Abb. 2-3).

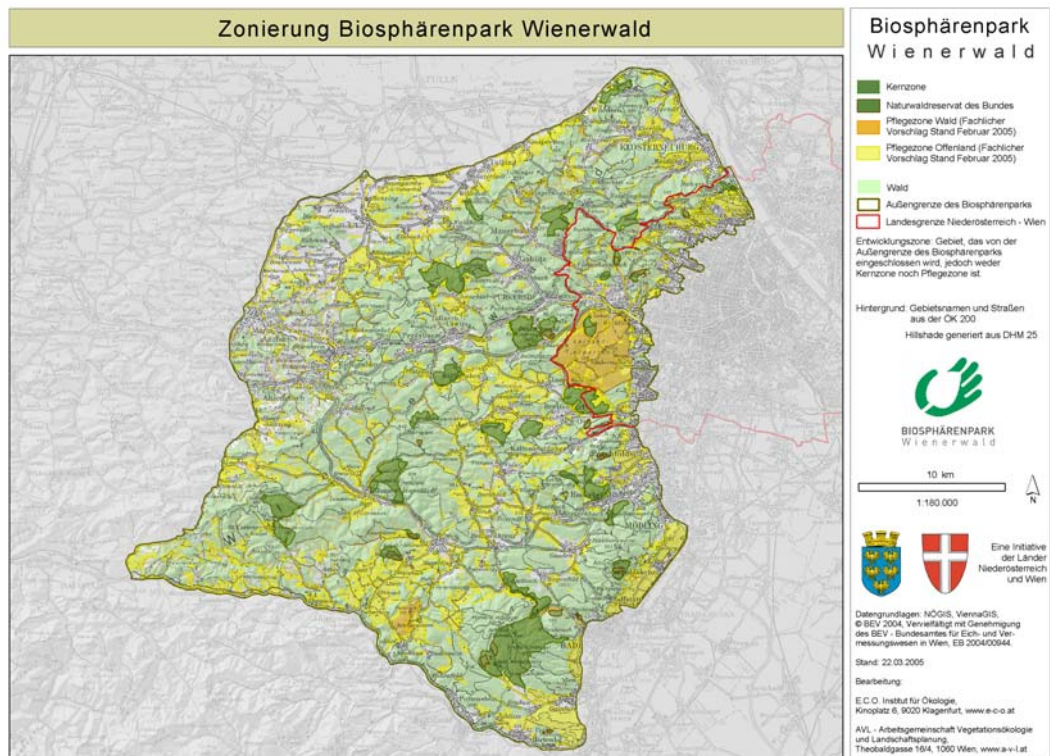


Abb. 2-3: Zonierung Biosphärenpark Wienerwald – Stand März 2005

2.2. Methoden

2.2.1. Biomasseninventur

Für die Schätzung der oberirdischen Biomassenvorräte wurden einzelbaumbezogene Schätzfunktionen bzw. Berechnungsverfahren aus verschiedenen Arbeiten verwendet. Die verwendeten Arbeiten für die Baumgattungen Buche und Eiche (Hochbichler et al. 1994, Hochbichler 2002a, 2002b, Hochbichler et al. 2006) sowie Fichte und Kiefer (Hochbichler 2005, Hochbichler et al. 2006) basieren auf dem Dimensionsanalyseansatz (Whittaker & Woodwell 1968). Für die Baumgattungen Hainbuche, Ahorn, Esche, Erle und Kirsche wurden die Baumbiomassen und –kompartimente nach dem Verfahren von Weiss et al. (2000), Gschwantner & Schadauer (2006) sowie Ledermann & Neumann (2006) geschätzt. Als unabhängige Variablen wurden die Parameter Brusthöhendurchmesser und Höhe verwendet.

Chronosequenzreihe - Buche - Heiligenkreuz

Die permanent angelegten Untersuchungsflächen Buche - Heiligenkreuz wurden in den Jahren 1988 und 1989 erstmals erhoben (Putzgruber 1993, Hochbichler 2002a). Die Erstaufnahmen dieser Untersuchungsflächen, welche als Vollinventuren (incl. Dürrlinge/stehendes Totholz) durchgeführt worden waren, liegen auch dieser Arbeit zugrunde. Bei der Auswahl der Untersuchungsbestände standen folgende Merkmale im Vordergrund:

Buchenreinbestandscharakter, vollbestockt, gleichaltrig, ähnliche Standorts- und Wuchsverhältnisse und weitgehend gleichartige waldbauliche Behandlung.

Tab. 2-1: Flächen- und Bestandesmerkmale der Untersuchungsflächen Heiligenkreuz

Untersuchungsflächen	Bestand-Wuchsphase	Alter	Flächengröße
BE1	Dickung	22 (18-23)	0,1 ha
BE2	Schwaches Stangenholz	40 (35-45)	0,1 ha
BE3	Mittelstarkes Stangenholz	67 (67-72)	0,1 ha
BE4	Altbestand	110 (91-119)	0,25 ha

Nach Auskunft des Forstpersonals und anhand der Bestandesbeschreibungen und Operatsaufzeichnungen sind diese Bestände aus Naturverjüngung entstanden. Die Untersuchungsbestände BE1 und BE2 sind bisher ungepflegt erwachsen, in den älteren Beständen wurden allenfalls niederdurchforstungsartige Eingriffe vorgenommen. Für die Untersuchungsbestände werden die Biomassenkompartimente nach der Tabelle 2-1 dargestellt.

Ertragstafelmodelle für Buche und Eiche

Für die Verteilung der Schaftholz- und Astholzkompimente in Abhängigkeit vom Bestandesalter wurden die Biomassenverhältnisse (Schaftholz und Astholz in Rinde) nach dem Ertragstafelmodell für Buche (8. Absolutbonität; Ertragstafel Buche - Braunschweig; Marschall 1975, Sterba 1980) und Eiche (6. Absolutbonität; Ertragstafel Stieleiche - Ungarn; Marschall 1975, Sterba 1980) für den verbleibenden und ausscheidenden Bestand geschätzt. Für das ausgewählte Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte) wurden die Hauptbiomassenkompartimente Baumholz in Rinde (BHR), Schaftholz in Rinde (SHR) und Astholz in Rinde (AHR) für alle Baumarten geschätzt, und für die Buchen-Chronosequenzreihe Heiligenkreuz wurden noch weitere Kompartimente berechnet.

Untersuchungsgebiet - Reviere Weidlingbach und Stadlhütte

Die Hochrechnung der Biomassenvorräte für die Reviere Weidlingbach und Stadlhütte (rund 3.000 ha) erfolgte anhand der Stichprobeninventurdatensätze der beiden Reviere, welche von der Öbf AG zur Verfügung gestellt wurden. Bei den Stichprobenerhebungen erfolgte keine Totholzinventur und die Kluppschwelle lag bei 10 cm. Für das ausgewählte Untersuchungsgebiet wurden die Hauptbiomassenkompartimente Schaftholz in Rinde (SHR) und Astholz in Rinde (AHR) für alle Baumarten geschätzt.

2.2.2. Totholz und Biodiversität

Literaturrecherche: Such- und Auswahlstrategie

Folgende Suchmaschinen wurden genutzt: ISI Web of Knowledge, BIOSIS Previews und Zoological Records. Die relevanten Zeitschriften aus Österreich, Deutschland und der Schweiz wurden ebenfalls durchgesehen und weitere Tipps bei verschiedenen Experten eingeholt. Die Literaturlauswahl beschränkte sich auf Studien die in Europa durchgeführt wurden. Die reiche Literatur aus Nordamerika bzw. Australien wurde weitgehend exkludiert und nur die eine oder andere zusammenfassende Studie eingearbeitet.

Expertentreffen

Am 30.6. und 7.7.2006 fand je ein Treffen von Expertinnen und Experten statt. Im Vorfeld wurden Fragen formuliert und die Experten vorinformiert. Zunächst wurden die Spezialisten über die Bedeutung von Totholz für die jeweilige Organismengruppe befragt. Danach wurden Umsetzungsmöglichkeiten des Totholzmanagements speziell für den Wienerwald diskutiert

3. Biomassenvorräte und Kompartimente

3.1. Einzelbaum

Aus der Abb. 3-1 sind die Veränderung der absoluten und prozentuellen Verteilung der Teilkomponenten an den Baumholzbiomassen in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser ersichtlich. Bis zum Erreichen der Derbholzgrenze dominiert der Anteil des Schaftgrobholzes in Rinde. Mit zunehmendem Durchmesser nimmt dieser rasch zugunsten des Anteiles des Derbholzes in Rinde ab. Der Derbholzanteil nimmt bei 18 cm einen Anteil von rund 80% ein und erhöht sich dann mit zunehmendem Durchmesser auf über 90% im stärkeren Durchmesserbereich. Der prozentuelle Anteil des Schaftderbholzes in Rinde beträgt bei einem BHD von 18 cm etwa 80% und erhöht sich dann weiter auf etwa 85%. Ab der Astderbholzgrenze steigt der Anteil des Astderbholzes in Rinde mit zunehmendem Durchmesser zulasten des Schaftderbholzanteiles kontinuierlich an. Das Reisholz in Rinde nimmt von einem Anteil von etwa 20% bei BHD 18 cm auf rund 7-8% mit zunehmendem Durchmesser ab. Der Feinreisig(21)-Anteil und der Zweig-Anteil nehmen von 10-17% in den geringen Durchmesserstufen rasch auf 1-2% ab und bleiben dann weitgehend auf diesem Niveau. Analog verhält es sich mit dem Anteil des Kronendürrholzes. Im Vergleich mit den Untersuchungsergebnissen verschiedener Autoren in Buchenbeständen (z.B. Pellinen 1986) fällt auf, dass der Reisholzanteil in den stärkeren Durchmesserstufen mit 6-8% deutlich geringer ist. Bei diesen Autoren liegt der Reisholzanteil im Bereich von 9-12%.

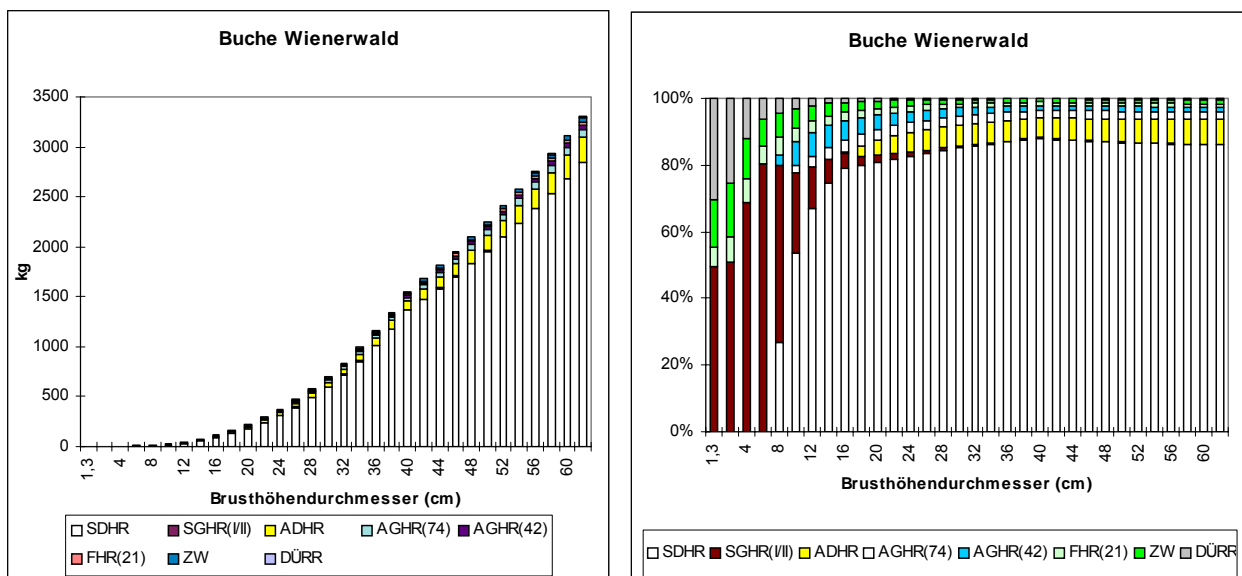


Abb. 3-1: Absolute Anteile (kg) und prozentuelle Verteilung der Biomassenkompartimente in Rinde am Baumholz in Rinde in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser.

3.2. Chronosequenzreihe und Ertragstafelmodelle

Die wichtigsten ertragskundlichen Bestandesdaten, getrennt nach Bestand und Dürrlingen (stehendes Totholz) sind aus der Tab. 3-1 ersichtlich. Für die Ermittlung des Schaffholzvolumens (fm_s) wurden die Schaffholzformzahlfunktionen von Schieler (1988) und Pollanschütz (1974) herangezogen. Nach der Ertragstafel Buche - Braunschweig liegen die Bestände 2 und 4 bei statischer Bonitierung etwas über der 10. Bonität, für den Bestand 3 ergibt sich eine 9. Bonität. Die Gesamtvorräte nehmen ab dem Alter von 22 Jahren mit 124 fm_s/ha , auf 357 fm_s/ha , 540 fm_s/ha auf 894 fm_s/ha im Alter von 110 Jahren zu. Der Dürrlingsanteil an der Stammzahl nimmt von 32,3% (BE1) mit zunehmendem Bestandesalter deutlich ab. Bei absoluten Totholz-Vorratsmengen von 3, 8, 16 und 17 fms/ha liegt deren Anteil am Gesamtvorrat bei 2,3 (BE1), 2,2 (BE2), 13,9 (BE3) und 2,2% (BE4).

Tab. 3-1: Ertragskundliche Kenndaten der Untersuchungsbestände Heiligenkreuz

U - BE		Bestand	Dürrlinge	Gesamt
BE1	Dg (cm) (Min-Max)	4,6 (0,9-14,5)	2,0 (0,6-5,5)	
	Hg (m)	6,8		
	N (N/ha)	21.000 (67,7%)	10.000 (32,3 %)	31.000 (100 %)
	G (m^2/ha)	34,4 (91,7 %)	3,1 (8,3 %)	37,5 (100 %)
	V (fms/ha)	121 (97,7 %)	3 (2,3 %)	124 (100 %)
BE2	Dg (cm)	14,0 (2,6-28,9)	6,5 (2,1-10,3)	
	Hg (m)	16,0		
	N (N/ha)	2,860 (86,1 %)	460 (13,9%)	3.320 (100 %)
	G (m^2/ha)	43,9 (96,7 %)	1,5 (3,3 %)	45,4 (100 %)
	V (fms/ha)	349 (97,8%)	8 (2,2 %)	357 (100 %)
BE3	Dg (cm)	21,7 (7,6-37,2)	11,4 5,9-15,5)	
	Hg (m)	23,8		
	N (N/ha)	1,220 (86,1 %)	180 (13,9%)	1.400 (100 %)
	G (m^2/ha)	45,0 (96,7%)	1,8 (3,3 %)	46,8 (100 %)
	V (fms/ha)	524 (99,1%)	16 (2,2 %)	540 (100 %)
BE4	Dg (cm)	37,0 (18,9-66,4)	26,9 (21,7-33,5)	
	Hg (m)	34,6		
	N (N/ha)	488 (87,1 %)	20 (12,9 %)	508 (100 %)
	G (m^2/ha)	52,6 (96,2 %)	1,8 (3,8 %)	53,7 (100 %)
	V (fms/ha)	877 (97,1 %)	17 (2,2 %)	894 (100 %)

Gesamtbestandesbiomassen

In Tab. 3-2 sind die mit den Ausgleichsfunktionen ermittelten Trockengewichte der Gesamtbestände dargestellt. Die gesamten oberirdischen Baumholzrindenbiomassen liegen im Bereich von 127,1 (BE1) bis 580 t/ha (BE4). Für die Untersuchungsbestände errechnen sich bestandesbezogene Altersdurchschnittszuwächse von 5,4 (BE1), 6,8 (BE2), 6,2 (BE3) und 5,2 t/ha/y.

Tab. 3-2: Bestandes- und Dürrlingsbiomasse in t/ha, sowie deren prozentuelle Verteilung, in den Untersuchungsbeständen 1, 2, 3 und 4

	Untersuchungsbestand			
	1	2	3	4
Bestand (t/ha)	119,1	272,0	385,5	568,5
Dürrlinge (t/ha)	8,0	7,0	14,2	11,7
Gesamt (t/ha)	127,1	279,0	399,7	580,2
Bestand (%)	93,7	97,5	96,4	98,0
Dürrlinge (%)	6,3	2,5	3,6	2,0

Bei Totholzbiomassenvorräten (Dürrlingen) von 8 bis 14,2 t/ha schwanken die Anteile von 6,3 bis 2,0%. Der höchste prozentuelle Anteil der Dürrlingsbiomasse ist mit 6,3% in der Dichtung vorhanden, gefolgt von der Jungwuchsfläche mit 4,7%. In den älteren Beständen liegen diese Anteile bei 2,5%, 3,6% und 2,0%.

Biomassenkomponentenverteilung

Das Derbholz i. Rinde nimmt im Bestand 1 einen Anteil an der Biomasse in der Höhe von 31,8% ein. Im schwachen Stangenholz (BE-2) steigt der Anteil auf 79,5% an und erhöht sich in den Beständen 3 und 4 auf 88,8% und 92,7%. Am Derbholz i. Rinde steigt ab dem schwachen Stangenholzstadium der Anteil des Astderbholzes i. Rinde von 3,9% auf 7,1% an.

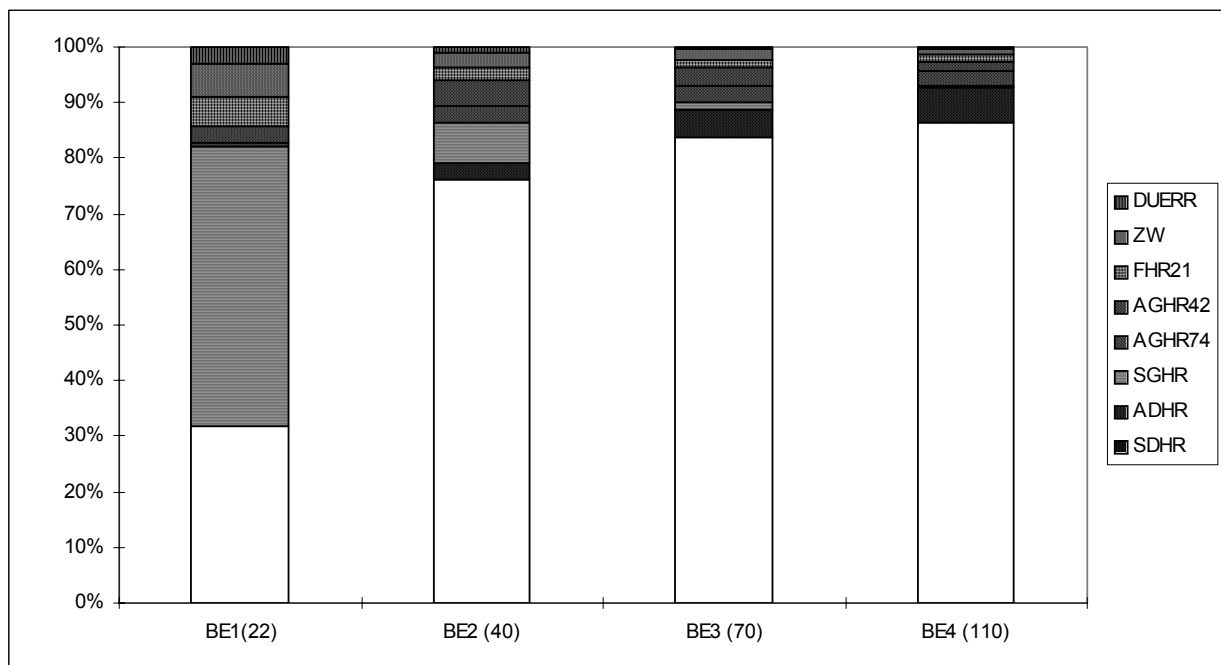
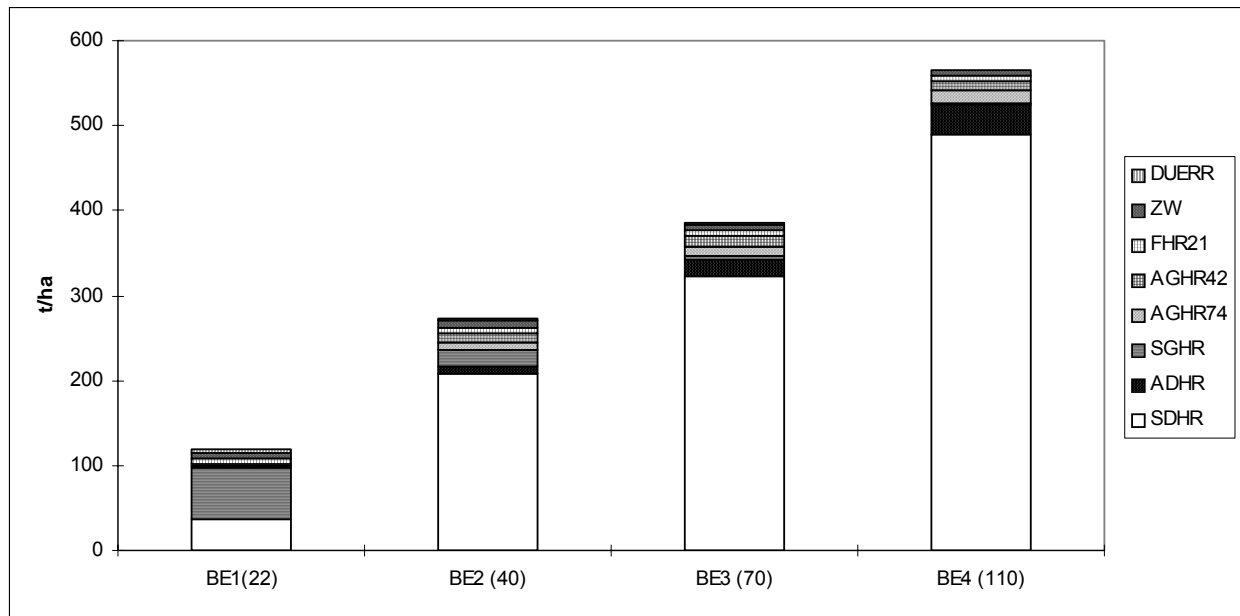


Abb.3-2: Absolute und prozentuelle Verteilung der Biomassenkomponenten der Bestandesbiomasse in den Untersuchungsbeständen BE1, BE2, BE3 und BE4 (in Klammern Alter in Jahren).

Dominiert im Bestand 1 noch das Grobreisig i. Rinde mit 53,9% aufgrund des hohen Schaftgrobreisiganteiles, so nimmt dieses mit zunehmendem Bestandesalter sowohl absolut als auch prozentuell rasch ab. Dabei erfolgt eine sprunghafte Verminderung im Bestand 2 und ab diesem Alter eine kontinuierliche.

Der Anteil des Astgrobreisigs i. Rinde erhöht sich von 3,7% im Bestand 1 auf 7,7% im Bestand 2 und fällt dann auf 6,1% und 4,4% zurück. Dabei ist zu beachten, dass das Trockengewicht von 4,3 t/ha im Bestand 1 sprunghaft auf 21,0 t/ha im Bestand 2 ansteigt und dann mit 23,4 t/ha und 24,8 t/ha auf etwa gleichem Niveau bleibt.

Das Trockengewicht der Teilkomponente Feinreisig(21) i. Rinde liegt in den 4 Beständen im Bereich von 6,0 t/ha bis 6,4 t/ha. Analog hinzu differieren die Trockengewichte der Zweigmasse nur geringfügig (6,4 t/ha-7,5 t/ha). In Summe liegen die Trockengewichte des Feinreisigs i. Rinde in den Beständen 1 und 2 geringfügig über den Werten der beiden älteren Bestände. Der prozentuelle Anteil des gesamten Feinreisigs i. Rinde am Baumholztrockengewicht beträgt 11,4% in BE1, 5,1% in BE2, 3,2% in BE3 und 2,3% in BE4.

Das Trockengewicht der Zweigmasse hat mit 7,0 t/ha (2,2 t/ha Schaftzweigmasse, 4,8 t/ha Astzweigmasse) einen Anteil von 12,2%. Beachtenswert ist, dass die Zweigmasse somit in etwa auf dem Niveau des Trockengewichtes dieser Komponenten der anderen Untersuchungsbestände liegt.

Die Dürrastmasse hat einen Anteil von 3,4%. Obwohl die Dürrastmasse mit 1,9 t/ha deutlich hinter jener des Bestandes 1 mit 3,4 t/ha zurückbleibt ist der prozentuelle Anteil am Astreisholz in Rinde, welches ein Trockengewicht von 10,7 t/ha aufweist, mit 18,0% um 2% höher.

Das Trockengewicht des Dürrastholzes i. Rinde nimmt sowohl absolut (3,4 t/ha - 1,6 t/ha) als auch prozentuell (2,9%-0,3%) mit zunehmendem Bestandesalter ab (Tab.3-3). Der prozentuelle Anteil des Astdürrholzes in Rinde vom Ast-Reisholz in Rinde beträgt in Bestand 1 16,0%. Nach einer sprunghaften Abnahme im Bestand 2 auf 7,0% bleibt der Astdürrholzanteil mit 4,4% und 4,0% in den beiden älteren Beständen auf etwa gleich hohem Niveau.

Tab. 3-3: Dürrastholz in Rinde, Astreisholz in Rinde und prozentueller Anteil des Dürrastholzes in Rinde vom Astreisholz in Rinde in den Untersuchungsbeständen 1, 2, 3 und 4.

Bestand	1	2	3	4
Dürrastholz i.R. (t/ha)	3,4	2,6	1,7	1,6
Ast-Reisholz i.R. (t/ha)	21,4	37,4	37,4	39,3
von Ast-Reisholz i.R. (%)	16,0	7,0	4,4	4,0

Der Rindenanteil in % der Baumholzbiomasse i. Rinde ohne den Komponenten Zweige und Astdürrholz beträgt in BE1 7,2%, in BE2 7,1%, in BE3 6,6% und in BE4 5,8%.

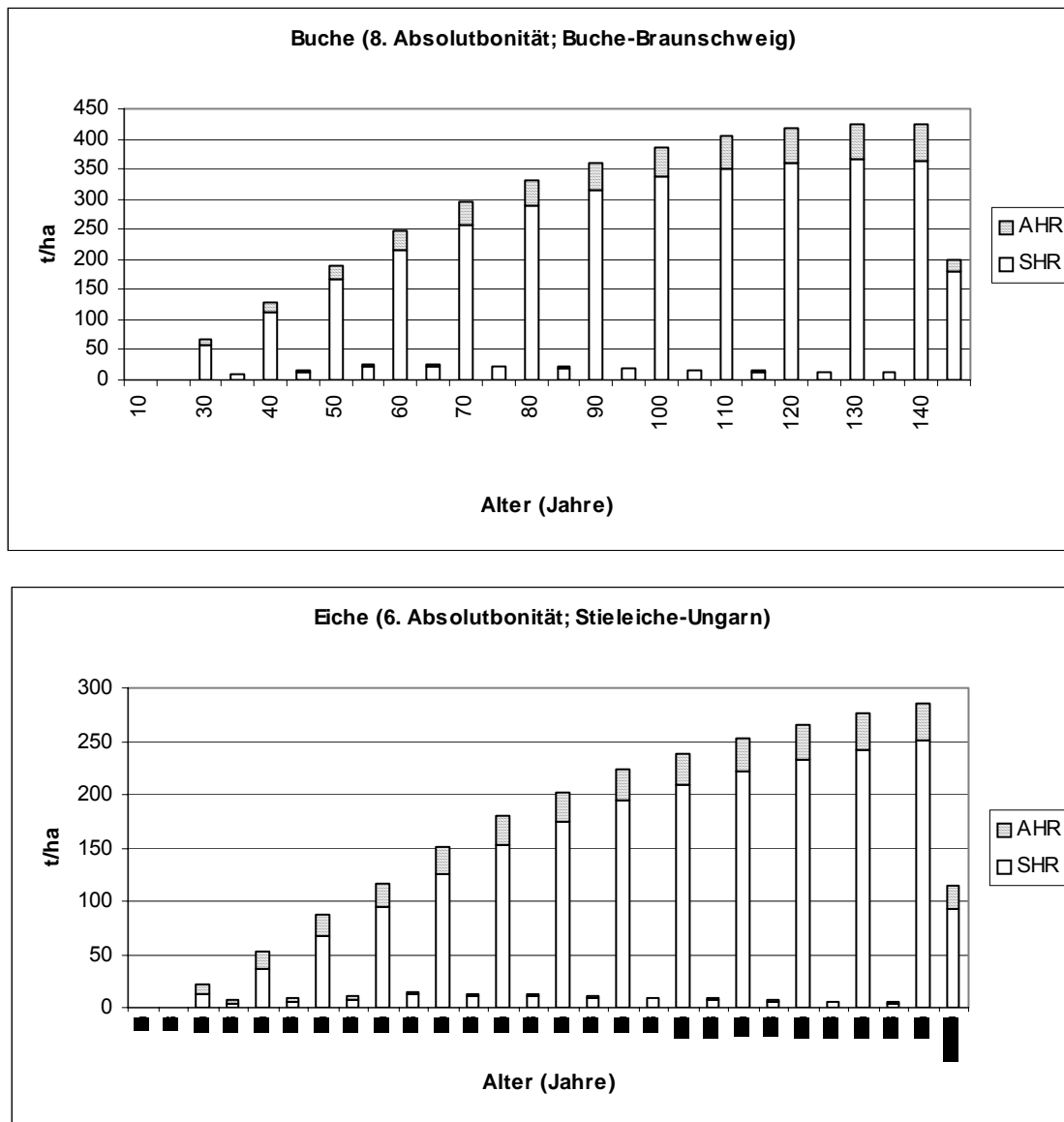


Abb. 3-3: Entwicklung der Schaffholz- und Astholzrindenbiomassen für den verbleibenden Bestand und der Vornutzungen in t/ha in Abhängigkeit vom Alter für Buche (8. Absolutbonität nach der ET Buche-Braunschweig) und Eiche (6. Absolutbonität nach der ET Stieleiche Ungarn).

Die Entwicklung der verbleibenden Bestandes- sowie der Vornutzungsbiomassen, getrennt nach den Schaffholz- und Astholzbiomassen in Rinde für die Modellbestände von Buche (8. Absolutbonität) und Eiche (6. Absolutbonität) bis zum Alter von 140 Jahren sind aus der Abb. 3-3 ersichtlich. Für den Buchenmodellbestand errechnen sich für die 100–140 Jahre alten Bestände durchschnittliche Biomassen von 400 bis 425 t/ha. Die gesamte Vornutzungsmenge für die 140-jährige Umtriebszeit beträgt 200 t/ha. Die Astholzanteile in Rinde liegt in den älteren Bestände bei durchschnittlich 14% und bei Vornutzungsmenge bei 9%. Im Eichenmodellbestand erhöht sich der Biomassenvorrat von 300 t/ha im Alter von 100 Jahren auf 390 t/ha im 140 Jahre alten Bestand bei einer anfallenden gesamten Vornutzungsmenge von etwa 120 t/ha. Mit einem Astholzanteil in Rinde von 15% bei der Vornutzung beträgt dieser in den Altbeständen etwa 30%. Ellenberg et al. (1986) ermittelten in 3 Buchenbeständen bei

einem oberirdischen Biomassenvorrat von 310 t/ha (130 Jahre), 191 t/ha (88 Jahre) und 186 t/ha (67 Jahre) Reisholzprozent (Durchmesser <7 cm) von 12, 14 und 19%. Grote et al. (2003) schätzten einen Bestandesvorrat von 161 t/ha Biomassen mit einem Reisholzanteil von 32% in einem 64-jährigen Eichen-Buchenmischbestand. Kozak & Holubets (2000) ermittelten in unterschiedlich alten Eichenbeständen in den Ostkarpaten Biomassenvorräte von 77 t/ha (Alter 33 Jahre) bis 178 t/ha (Alter 106 Jahre). In diesen Beständen errechnete sich ein Astholzanteil in Rinde von 13 bis 18%.

3.3. Biomassen- und Nährstoffkreisläufe

Die Waldbewirtschaftung mit dem Ziel einer nachhaltigen Biomassenproduktion erfolgt fast zur Gänze auf dem Prinzip der Selbstregulierung der Bodenfruchtbarkeit (Krapfenbauer 1979). Bei den Zersetzungs- und Umsetzungsprozessen werden laufend im Einklang mit dem Anfall (z.B. Laub, Zweige, Früchte) und mit den lokalen klimatischen Gegebenheiten wichtige Aufbaustoffe für die Bildung neuer pflanzlicher Substanzen freigesetzt. Auf den Waldstandorten wird daraus der überwiegende – auf manchen sogar der ganzjährige Bedarf – an Nährstoffen gedeckt (Krapfenbauer 1986, Krapfenbauer & Buchleitner 1981). Larcher (1980) nennt dafür einen Betrag von bis zu 98%. Zur Schätzung der Produktivität von Wäldern sind Kenntnisse über die vom Baum- und Bestandesalter (Altersklassenwald) abhängige Verteilung der Brutto-primärproduktion auf das Wachstum und die Respiration erforderlich (Möller 1945, Kira & Shidei 1967). Abb. 3-4 ist ein nach Kira & Shidei (1967) von der japanischen Tanne abgeleitetes Schema der altersabhängigen Verteilung der Brutto-primärproduktion (Larcher 1980).

Die größte Brutto-primärproduktion (BPP) wird beim Übergang von der Phase des Aufbaus in die Reifephase erreicht; das Wachstum (NPP) und die autotrophe Respiration nehmen je die Hälfte an der BPP ein. Ab diesem Zeitabschnitt nimmt der Anteil der autotrophen Respiration an der BPP laufend zu und erreicht in der späteren Altersphase bis zu 50-80 (90)% an der BPP (Whittaker & Woodwell 1969, Möller et al. 1954).

Der jährliche Anteil an dauerhaftem und an zeitweiligem Zuwachs an der NPP liegt bis zum Beginn der Altersphase etwa in gleicher Höhe. Mit zunehmendem Alter und abnehmendem Blattmassenanteil an der lebenden Biomasse nimmt der Zuwachs an dauerhafter Biomasse laufend ab. Er erreicht immer kleinere Ausmasse und tendiert schließlich gegen Null.

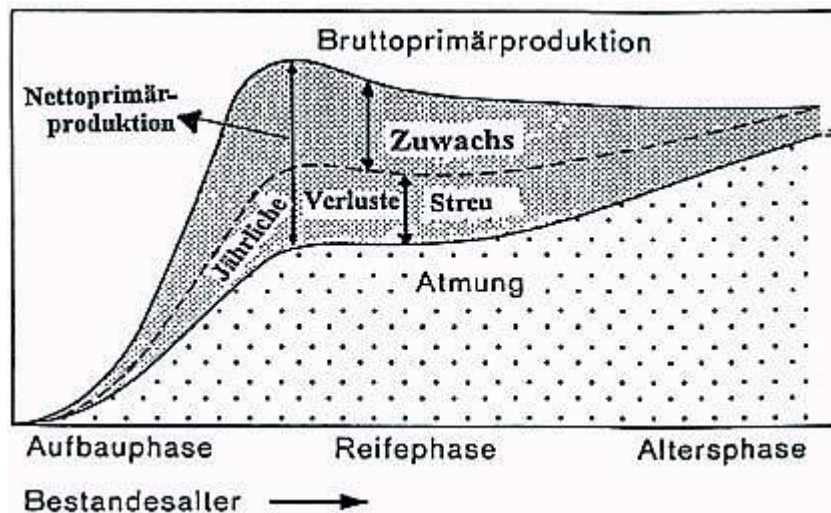


Abb. 3-4: Schema zur Verteilung der Bruttonettoprimärproduktion auf Respiration (Atmung) und den Zuwachs an Biomasse in Altersklassenwäldern beziehungsweise von einzelnen Bäumen mit fortschreitendem Alter. Der jährliche Zuwachs an Biomasse wird dabei in dauerhaften und in zeitweiligen unterteilt. Unter zeitweilig fällt der Zuwachs an Ast-, Rinden-, Blatt-, Blüten-, Frucht- und Wurzelmassen, die jährlich oder periodisch nach Erfüllung wichtiger Funktionen absterben (Mortalitätsverluste) und in das Streudepot fließen (nach Kira & Shidei, 1967 adaptiert von Krapfenbauer & Hochbichler 2004). Die Abstraktionen beruhen auf Erhebungen an japanischen Tannen.

Die verbleibende BPP wird für die jährliche Reproduktion der nicht dauerhaften Biomasse (Blätter/Nadeln, Zweige, Äste, Fruchtstände, Samen) verbraucht. Diese tragen vorübergehend die das Leben erhaltenden Funktionen und ermöglichen damit auch die lebenserhaltende autotrophe Atmung. In der Reifephase hat der Bestand (Ökosystem) das maximale Ausmaß an lebender pflanzlicher Biomasse erreicht. Einzelbäume werden mit zunehmendem Alter immer weniger widerstandsfähig gegen ungünstige Wachstumsbedingungen und/oder Schädlingsbefall. Sie sterben ab oder werden vorher genutzt. Auf die Bedeutung des Totholzes (Dimension, Menge und zeitlicher Anfall) und dessen Abbaurate für die Kalkulation der Bestandes-Netto-Ökosystemproduktion weisen Janisch & Harmon (2002) hin.

Nach Möller et al. (1954) entfielen in einem 60 Jahre alten Buchenbestand 35% der BPP auf den Zuwachs, davon 27% auf den Zuwachs an dauerhafter oberirdischer Biomasse und 8% auf den unterirdischen Biomassezuwachs. Auf die jährliche Bildung nicht dauerhafter Biomasse entfielen im Bilanzjahr 20% und auf die autotrophe Respiration, ein beachtlicher Anteil von 45% an der BPP.

Ellenberg et al. (1986) ermittelten mittlere Produktivitätsraten in 67 bis 130 Jahre alten Buchenbeständen von rund 10 (11) t/ha/y (inkl. Blätter). Davon entfielen knapp 40% auf die jährliche Produktion von Blättern (rund 3 t/ha), Blüten, Früchte und Reisigholz (knapp 1 t/ha). Bücking (1983) erhob jährliche Streumengen in Buchenbeständen (80 bis 180 Jahre) von etwa 5 bis 5,2 t/ha. In allen dominierte der Blattstreufall mit im Mittel 68%. Durchschnittlich fielen jährlich 1 bis 1,5 t/ha Aststreumengen an. Die jährlich anfallenden Streufallmengen, ergänzt um

periodisch anfallende Rücklassmengen aus den Vornutzungsaktivitäten, versorgen das Streudepot. Daraus ist ersichtlich, dass die wiederholte Rückführung während einer Umtriebsperiode (vgl. Modellbestände) ein Mehrfaches der im Bestand gespeicherten Biomassen- und Nährstoffmenge beträgt (Krapfenbauer 1979, 1983). Aus diesem Streudepot fließt laufend ein Teil in das Depot der echten organischen Bodensubstanz. Im Boden werden daraus laufend über biologische, chemische und physikalische Prozesse neue Bodensubstanzen (Humus) gebildet.

3.4. Betriebsklasse und Revierebene (Weidlingbach und Stadlhütte)

Im Untersuchungsgebiet nehmen die Altersklassen bis 120 Jahre etwa gleiche Anteile ein, wobei die 4. Altersklasse (60-80 Jahre) mit rund 18% dominiert (Abb. 3-5). Bestände über 120 Jahre haben einen Anteil von rund 12%.

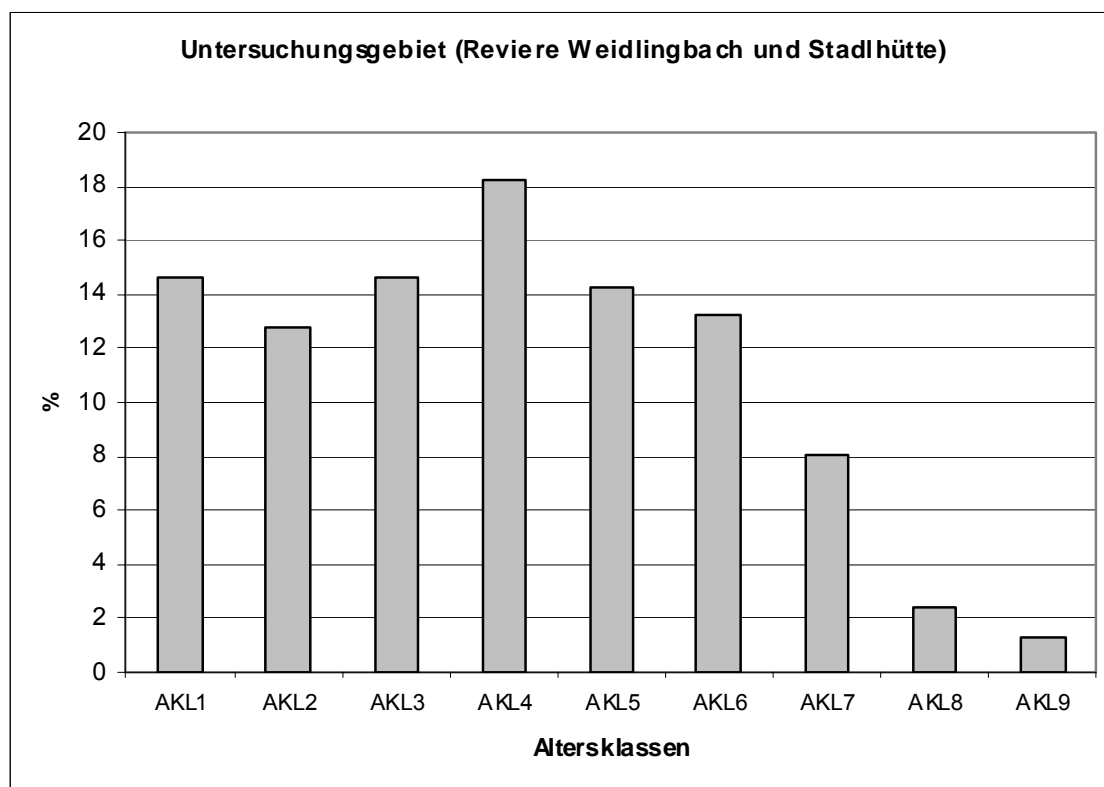


Abb: 3-5: Prozentuelle Verteilung der Altersklassen (AKL1 = Alter 0-20 Jahre) im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte).

Die durchschnittliche Stammzahl pro Hektar liegt bei 526 N/ha, die Grundfläche bei 27,6 m²/ha und der stehende Vorrat bei 307 fm_s/ha (Tab. 3-4). Wie aus der Tab. 3-4 ersichtlich, dominiert die Buche in beiden Untersuchungsrevieren mit 63,3% (nach der Grundfläche) bzw. 69,2% (nach dem Vorrat). Hainbuche und Eiche erreichen jeweils Mischungsanteile an der

Grundfläche von 8,8 und 11,7%. Die Anteile anderer beigemischter Baumarten bleiben unter 5%.

Tab. 3-4: Baumartenanteile (BART; absolut und prozentuell) nach Stammzahl, Grundfläche und Vorrat im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte).

BART	N (N/ha)	G (m ² /ha)	V (fms/ha)	N (%)	G (%)	V (%)
Ahorn	8	0,3	3	2	1	1
Buche	286	17,5	213	54	63	69
Eiche	45	3,2	34	9	12	11
Erle	2	0,1	1	0	1	0
Esche	14	0,7	7	3	3	2
Fichte	38	1,3	13	7	5	4
Hainbuche	81	2,4	19	15	9	6
Kiefer	17	0,4	3	3	2	1
Kirsche	5	0,2	2	1	1	1
sLbh	21	1,1	12	4	4	4
sNdh	1	0,1	1	0	0	0
Tanne	4	0,1	1	1	0	0
Summe	525	27,6	307	100	100	100

Die Stammzahl und Vorratsverteilungen nach Durchmesserklassen (Klassenbreite 10 cm) sind aus der Abb. 3-6 ersichtlich. Die Stammzahlen pro ha nehmen erwartungsgemäß mit steigenden Durchmesserklassen ab. Ab dem Durchmesserbereich von 50 cm findet sich mit 12 N/ha nur mehr eine geringe Stammzahl pro Hektar. Diese repräsentieren einen Vorrat von 45 fm_s/ha. Das entspricht einem Vorratsanteil von 15%. Ein Brusthöhdurchmesser von über 70 cm wird nur von durchschnittlich einem Baum pro ha bzw. 4 fm_s/ha erreicht.

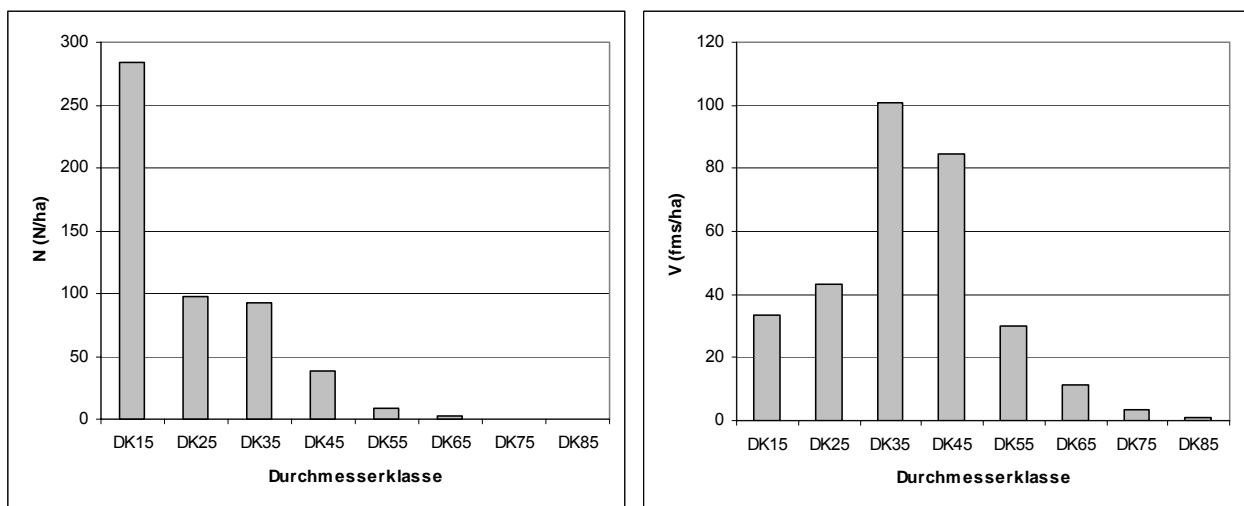


Abb. 3-6: Stammzahl- und Vorratsverteilung nach Durchmesserklassen (Breite 10 cm; DK15: 10 cm ≤ Bhd < 20 cm) im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte)

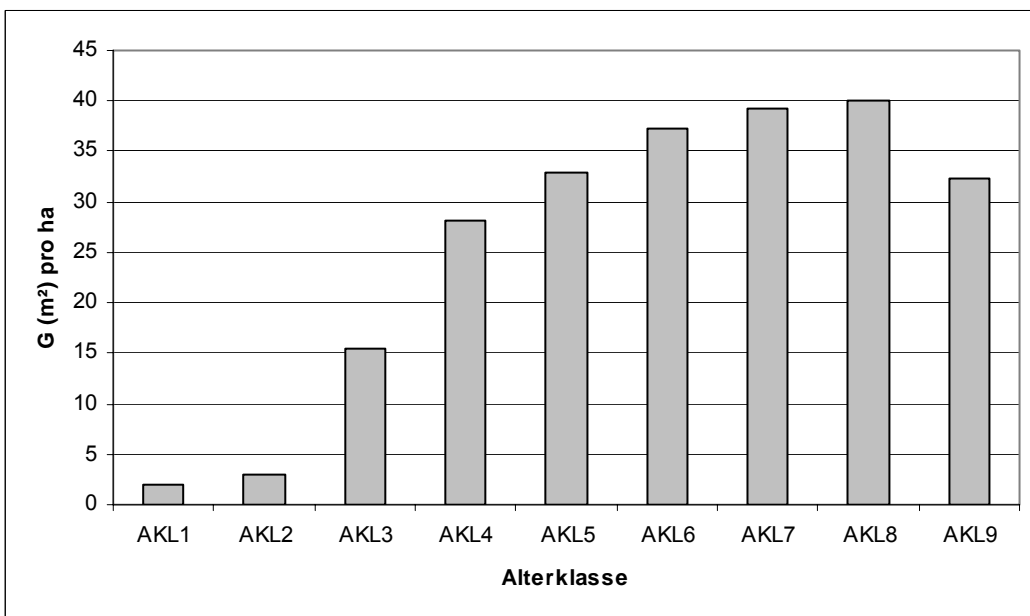
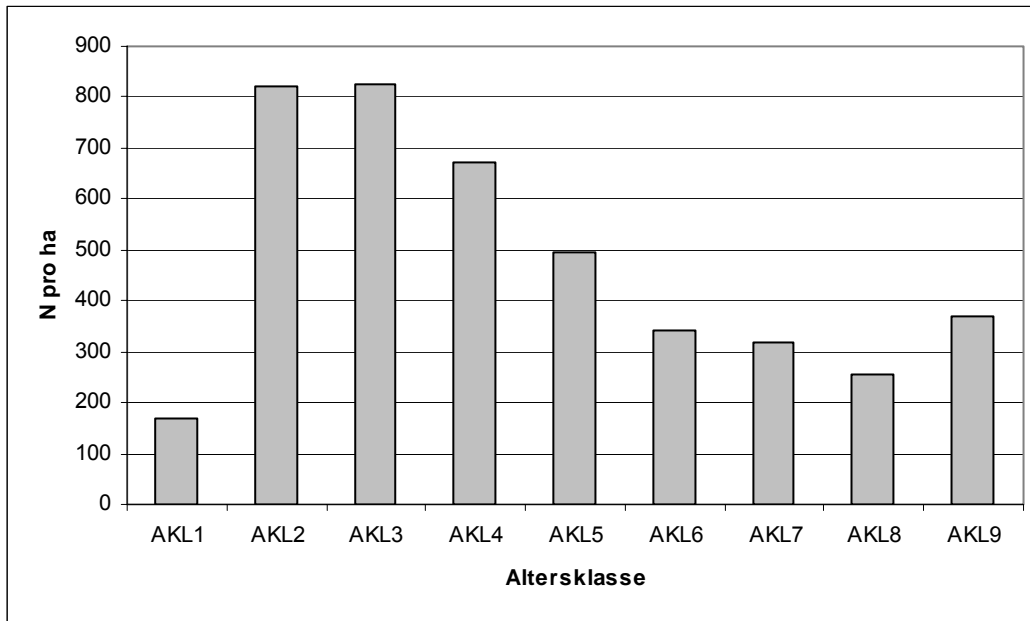


Abb. 3-7: Verteilung der Stammzahl und Grundfläche nach Altersklassen (AKL1 = Alter 0-20 Jahre) im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte).

Die mittleren Stammzahlen und Grundflächen pro ha für die jeweiligen Altersklassen sind der Abb. 3-7 zu entnehmen. In den über 100-jährigen Beständen schwanken die mittleren Stammzahlen zwischen 256 und 368 N/ha. In der 5. Altersklasse (80-100 Jahre) finden sich noch knapp unter 500 N/ha.

Die höchsten Hektarvorräte sind in der 6. und 7. Altersklasse (100-140 Jahre) mit durchschnittlich rund 540 fms/ha vorhanden (Abb. 3-8). In den beiden älteren Altersklassen liegen die Vorräte bei 346 bis 424 fms/ha.

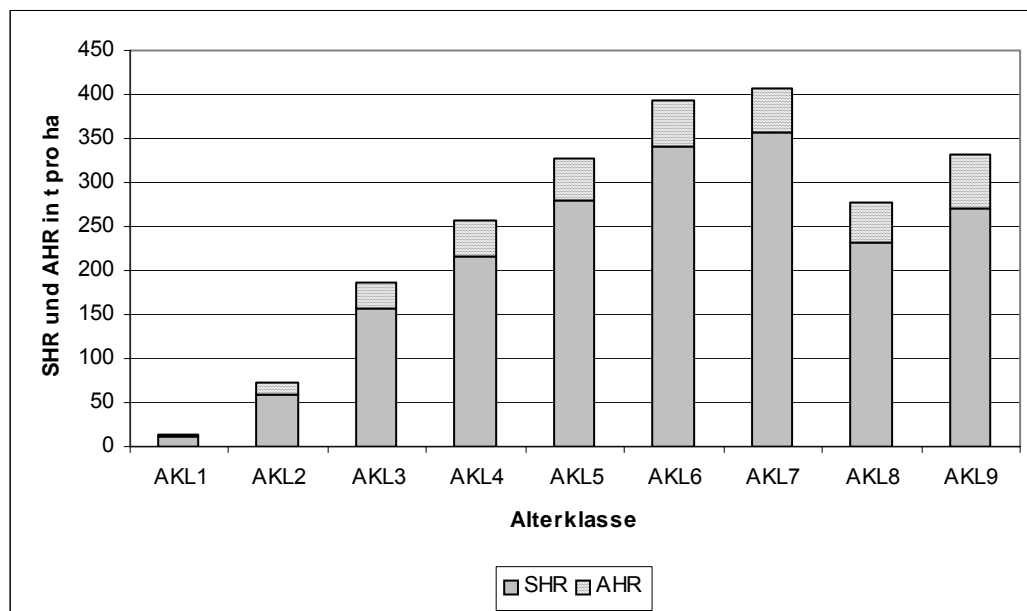
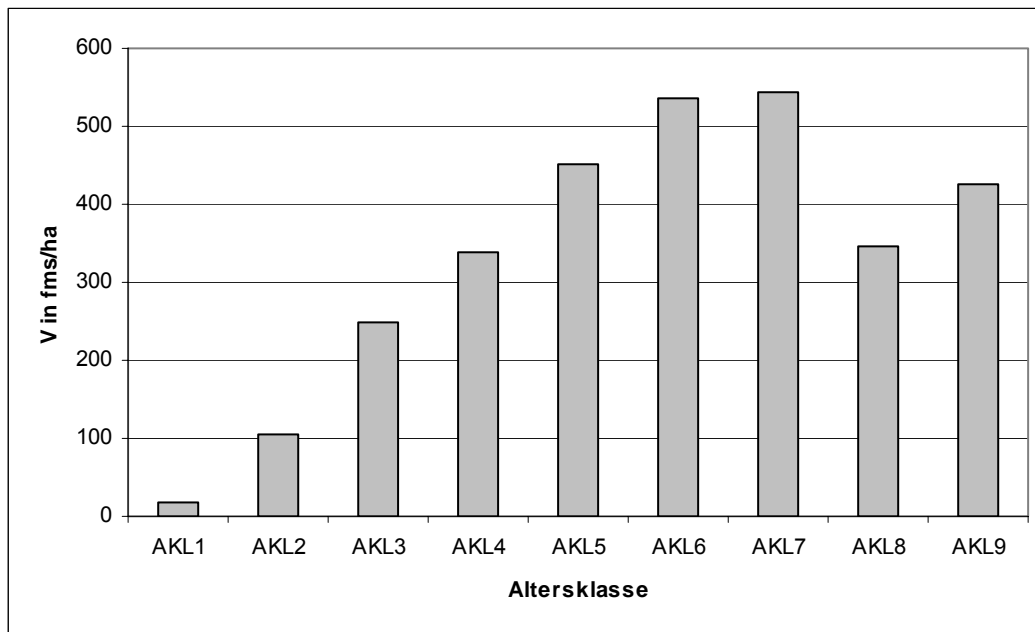


Abb. 3-8: Verteilung des Vorrates und des Biomassenvorrates nach Altersklassen (AKL 1 = Alter 0-20 Jahre) im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte).

Den höchsten Vorräten in den Altersklassen 6 und 7 entsprechen Biomassenvorräte von 386 und 409 t/ha. Dadurch ergeben sich altersbezogene Durchschnittszuwächse von 3,5 und 3,1 t/ha/y. In den Beständen der AKL 4 und AKL5 werden mittlere Biomassenmengen von 246 und 321 fms/ha gespeichert. Die Altersdurchschnittszuwächse liegen bei 3,5 bzw. 3,6 t/ha/y. Während der Astholzrindenanteile in der Altersklasse 1 (0-20 Jahre) bei 23,4% liegt, schwankt dieser in den älteren Beständen zwischen 11,9 (AKL7) und 18,5% (AKL9). Dies zeigt, dass bei einer Intensivierung der Nutzung, welche über die derzeit gegebene Nutzungsintensität (Derbholzgrenze = Durchmesser >7 cm) hinausgeht, nur rund 15% mehr an Holzbiomassen eingeschlagen werden könnten. Joosten & Schulte (2003) schätzten für Buchenbestände in Nordrhein-Westfalen auf der Basis von Inventurdaten und Biomassenerhebungen bei

konsequenter Umsetzung von Vollbaumnutzungen einen potentiellen Mehreinschlag von 18%. Sie weisen aber darauf hin, dass diesem, obwohl die Nutzungen im winterkahlen Zustand erfolgen, ein zusätzlicher Nährstoffentzug von 40% Ca, 23% Mg, 24 K und 53% P gegenübersteht. Hochbichler et al. (1994) konnten anhand von Variantenberechnungen zeigen, dass durch verstärkte Nutzungsintensität über das Derbholz in Rinde hinaus im Untersuchungsbestand BE2 (Alter 40 Jahre) bei der Niederdurchforstung der Biomassenanfall um 30 bis 40% und bei einer Auslesedurchforstung um 10 bis 20% erhöht werden könnte. Das bedeutet aber auch eine Erhöhung des Nährstoffentzuges um das 1,3 bis 1,6 fache bei den Makronährstoffen N, P, K, Ca und Mg. Rademacher et al. (2001) stellten in ihren Untersuchungen zu Nährstoffflüssen in einem Eichenwaldökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns fest, dass die Nutzungsintensität einen bedeutenden Einfluss auf die Nährstoffvorräte hat. Bei verstärkter Entnahme von Kronenteilen zur Brennholzaufarbeitung muss auf dem untersuchten Standort mit negativen Folgewirkungen gerechnet werden. Die vergleichsweise hohen Nährstoffgehalte im Astmaterial bewirken einen bei relativ geringer zusätzlicher Mehr-Nutzungsmenge einen relativ hohen Anstieg beim Nährstoffentzug. Dies bedeutet, dass entsprechend der Eingriffsstärken und Nutzungsintensitäten eine sehr unterschiedliche Einflussnahme auf das Bestandesökosystem und dessen produktionsökologische Rahmenbedingungen erfolgt.

3.5. Literatur zu Biomassenvorräte und Kompartimente

- Bücking, H.W. 1987: Streulieferung und Rückführung einiger Makroelemente mit der Streu in Buchen- und Fichtenwald-Ökosystemen des Schönbuch. Mitt. Vers. Forstl. Standortkunde und Forstpflanzzüchtung 33: 39-43.
- Ellenberg, H., Mayer, R., Schauerer, J. 1986: Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes. Ulmer, Stuttgart.
- Grote, R., Schuck, J., Block, J., Pretzsch, H. 2003: Oberirdische holzige Biomasse in Kiefern-/Buchen- und Eichen-/Buchen-Mischbeständen. Forstw. Cbl. 122: 287-202.
- Gschwantner, T., Schadauer, K. 2006: Branch biomass functions for broadleaved tree species in Austria. Austrian Journal of Forest Science 123: 17-34.
- Hochbichler, E., Putzgruber, N., Krapfenbauer, A. 1994: Biomassen- und Nährstoffuntersuchungen in einem 40-jährigen Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.). Cbl. f.d. ges. Forstwesen 111 (1): 1-22.
- Hochbichler, E. 2002a: Biomasseninventuren in unterschiedlich alten Buchenbeständen im Forstbetrieb Stift Heiligenkreuz. Unveröffentlicht.
- Hochbichler, E. 2002b: Vorläufige Ergebnisse von Biomasseninventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. In: Dietrich, H.-P., Raspe, S., Preuhsler, T. (Eds.), Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 186, LWF, München, pp. 37-46.
- Hochbichler, E. 2005: Biomasseninventuren in unterschiedlich alten Fichten- und Kiefernbeständen. Unveröffentlicht.
- Hochbichler, E., Bellos, P., Lick, E. 2006: Biomass functions for estimating needle and branch biomass of spruce (*Picea abies*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*) and branch biomass of beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur* and *petraea*). Austrian Journal of Forest Science 123: 35-46.
- Joosten R., Schulte A. 2003: Schätzung der Nährstoffexporte bei einer intensivierten Holznutzung in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*). AFJZ 174 (9): 157-168.
- Kira, T., Shidei, T. 1967: Primary production and turnover of organic matter in different ecosystems of Western Pacific. Jap. J. Ecol. 17: 70-87.
- Kozak, I., Holubets, M. 2000: Biomass production and productivity in oak forests of the Eastern Carpathians in relationship with stand age. Ekologia (Bratislava) 20: 301-309.
- Krapfenbauer, A. 1979: Waldbiomasse und Energieversorgung. Intern. Holzmarkt 70: 26-32.

- Krapfenbauer, A. 1983: Von der Streunutzung zur Ganzbaumnutzung. Cbl. ges Forstwesen 100 (2-3): 143-174.
- Krapfenbauer, A. 1986: Standortslehre I und II. Vorlesungsunterlagen.
- Krapfenbauer, A., Buchleitner, E. 1981: Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. Cbl. ges Forstwesen 98: 4.
- Krapfenbauer, A., Gasch, J. 1989: Probleme um die forstliche Biomassenproduktion, Energieerzeugung und Umweltbelange. Internationaler Holzmarkt Jg. 80 (16/17): 1-16.
- Krapfenbauer, A., Hochbichler, E. 2004: Grundlagen für die Bewertung der Wälder als kohlenstoffsinken. Cbl. F. d. ges. Forstwesen 120 (3/4): 177-210.
- Larcher, W. 1980: Physiological Plant Physiology. Springer-Verlag.
- Ledermann, T., Neumann, M. 2006: Biomass equations from data of old long-term experimental plots. Austrian Journal of Forest Science 123: 47-64.
- Möller, C., Müller, D., Nielsen, J. 1954: Graphic presentation of dry matter production of European beech. Det. Forstl. Forsogsv. I Danmark 21: 327-335.
- Marschall, J. 1975: Hilfstafeln für die Forsteinrichtung. Österr. Agrarverlag; 199 S.
- Pellinen, P. 1986: Biomassenuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Diss., Univ. Göttingen.
- Pollanschütz, J. 1974: Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs. AFZ 85: 341-343.
- Putzgruber, N. 1993: Biomassen- und Nährstoffuntersuchungen in einem 40-jährigen Buchenbestand. Diss. Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- Rademacher, P., Meesenburg, H., Müller-Using, B. 2001: Nährstoffkreisläufe in einem eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. Forstarchiv 72: 43-54.
- Schieler, K. 1988: Methodische Fragen im Zusammenhang mit der österreichischen Waldinventur. Dipl. Arbeit. Univ. f. Bodenkultur.
- Sterba, H. 1980: Ertragstafeln der ÖBF. Hrsg. und Verlag: Institut für forstliche Ertragslehre der Univ. f. Bodenkultur.
- Weiss, P., Schieler, K., Schadauer, K., Radunsky, K., Englisch, M. 2000: Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. UBA Wien. Monographien, Bd. 106: 1-94.
- Whittaker, R.H., Woodwell G.M. 1968: Dimension and production relations of trees and shrubs in the Brokkhaven forest. New York. J. Ecology 56: 1-25.

4. Totholz und Biodiversität

Als Totholz bezeichnet man sowohl einzelne tote Äste an einem alten Baum, als auch abgestorbene, stehende oder umgefallene Bäume bzw. auch künstlich erzeugte Teile (z.B. Strünke) davon (Wermelinger & Duelli 2001). Große Mengen an Totholz sind ein charakteristisches Merkmal von unberührten Wäldern. In Wirtschaftswäldern hingegen ist nur mehr ein Bruchteil dieser Totholzmenge vorhanden, weil tote und absterbende Bäume im Zuge von Durchforstungen konsequent entfernt bzw. im Bestand erst gar nicht zugelassen werden. Erst seit wenigen Jahrzehnten hat man die mannigfache ökologische Bedeutung des Faktors Totholz für das Ökosystem Wald, insbesondere für den Wirtschaftswald, und dessen Biodiversität erkannt (Schiegg 1998). Totholz ist inzwischen ein auch forstpolitisch anerkannter Indikator für eine „Nachhaltige Waldbewirtschaftung“, und für ein Monitoring der Biodiversität im Wald (MCPFE-Prozess; Schuck et al. 2004). Totholz ist nicht nur ein typisches Merkmal von naturnahen Wäldern, sondern vor allem auch eine notwendige Schlüsselstruktur (key structure) für die Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit und Dynamik natürlicher Waldökosysteme (Scherzinger 1996).

4.1. Entstehung von Totholz

Totholz kann auf verschiedenste Art und Weise entstehen (siehe Abb. 4-1) und sich in unterschiedlichen Quantitäten und Qualitäten im Wald anreichern (Harmon et al. 1986).



Abb. 4-1: Entstehung und Umwandlung von Totholz (verändert nach Detsch et al. 1994).

Häufigste Ursachen für die Entstehung von Totholz sind nach Burschel (1992):

1. Senilität (in Wirtschaftswäldern sehr selten, da alte Bäume nicht vorkommen dürfen);
2. Konkurrenz („Selbstdurchforstung“, self-thinning; Stöcker 1998) zwischen Bäumen, aber auch zwischen Ästen am lebenden Baum um Wasser, Nährstoffe und Licht.
3. Katastrophen: wie Windwurf, Schneebruch, Schädlingskalamitäten, aber auch Blitz, Feuer und Durchforstung.

Nach Müller-Using & Bartsch (2003) hängt der Totholzanteil in einem Waldökosystem von den beteiligten Baumarten, der waldbaulichen Behandlung des Bestandes, der Nutzungsart des Bestandes und vom Alter der Bäume ab.

4.2. Zersetzungsphasen von Totholz

Am Prozess des Absterbens von Bäumen, sowie an den unterschiedlichen Zersetzungsphasen von Totholz ist eine Vielzahl von Organismengruppen beteiligt (Abb. 4-2). Auch Bodenorganismen spielen - insbesondere im letzten Zersetzungsstadium (Humifizierungsstadium) - eine wichtige Rolle (vgl. Abb. 4-1). Totholz ist ebenso wie Laub eine wichtige Komponente im Nährstoffkreislauf von Waldökosystemen (Schiegg 1998). Je nach Baumart, Lage des Totholzes (stehend, liegend), klimatischen und standortlichen Gegebenheiten kann dieser Prozess (Freisetzung von Mineralstoffen, Umwandlung der Dendromasse in Humus) viele Jahrzehnte lang dauern (Speight 1989). Bei der Zersetzung kann man im wesentlichen drei Phasen unterscheiden. (1) Besiedlungsphase (=Initialphase), (2) Zersetzungsphase (=Mittelphase), (3) Humifizierungsphase (=Finalphase). In jeder Phase sind je nach Baumart und Klima charakteristische Lebensgemeinschaften am Abbau des Totholzes beteiligt (Harmon et al. 1986, Röhrig 1991), d.h. jede Abbauphase hat ihr eigenes charakteristisches Artenspektrum (Wermelinger & Duelli 2001). Insbesondere Insekten schaffen durch ihre Einbohrlöcher und Fraßgänge Eintrittsporten für Pilze und Bakterien, die entsprechende Enzyme besitzen um die Substanzen des Holzes (Lignin, Zellulose, Hemizellulose) zu spalten. Alle am Abbau des Totholzes beteiligten Organismen sind wichtige Glieder einer Recyclingkette, an deren Ende die im Holz gespeicherte Energie und die Nährstoffe freigesetzt und in das Waldökosystem zurückgeführt werden (Wermelinger & Duelli 2001, 2002).

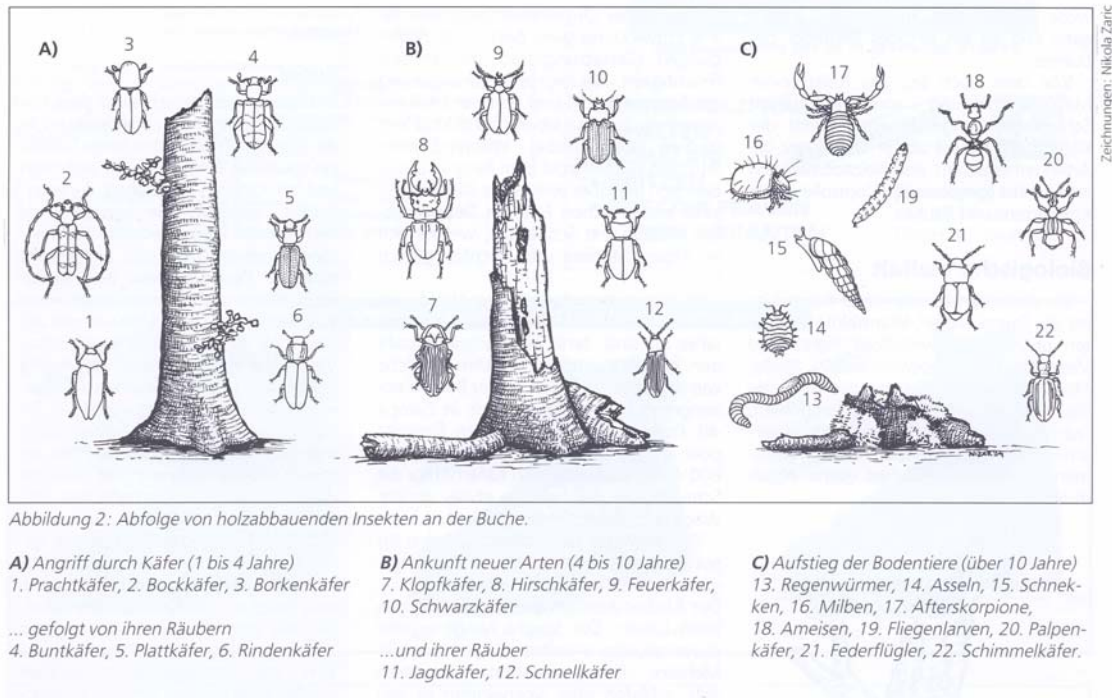


Abb. 4-2. Zersetzungsphasen von Totholz (aus Zanic 1995); A: Besiedlung, B: Zersetzung, C: Humifizierung

4.3. Funktion von Totholz

Das Totholz erfüllt im Wald 5 wichtige Aufgaben (Harmon 2001, WWF 2004):

1. für die Produktivität: bereitstellen von organischem Material (für Remineralisation und Bodenbildung), Feuchtigkeit, Nährstoffe und Substrat für Regeneration (z.B. Kadaverjüngung in Fichtenwäldern)
2. als Lebensraum: bietet zahlreiche Mikro- und Makrohabitate für verschiedenste Organismenarten (z.B. Bruthöhlen für Spechte, Laichräume für Fische)
3. als Nahrungsquelle: für Totholzspezialisten (z.B. saproxylobionte Käfer und Pilze; Pilze bauen Cellulose und Lignin ab und scheiden Zucker, Stärke und Proteine aus)
4. zur Stabilisierung des Bodens: gegen Hangrutschung und Erosion; als Puffer bei extremen Niederschlägen; als Regulator des bodennahen Mikroklimas
5. als Kohlenstoffspeicher: langfristige Milderung des Klimawandels (> Kyoto)

4.4. Klassifikation und Merkmale von Totholz

Nach Albrecht (1991) sind vier Merkmale für die Klassifikation von Totholz relevant:

1. **Baumart:** In der ersten Phase der Zersetzung von Totholz ist die Anzahl von Spezialisten für die jeweilige Baumart höher als in späteren Zersetzungsstadien. Jede Baumart weist ein charakteristisches chemisch-physikalisches Milieu auf, an das sich

- bestimmte Organismen bzw. die in deren Darm lebenden Symbionten (Bakterien, Pilze) angepasst haben (Schmidl 2006). Nach Broggi & Willi (1993) beherbergen beispielsweise Eichen bis zu 900 xylobionte Käferarten. Nach Schmidl (2006) ist die Eiche der Baum mit den meisten Totholzkäfern (über 800), gefolgt von Weide, Buche und anderen Laubhölzern. Bäume mit sehr speziellen Inhaltsstoffen, wie Esche oder Nadelbäume, beherbergen vergleichsweise weniger, dafür aber spezialisiertere Arten.
2. Holzdimension: Die Larven von Starkholzspezialisten, wie etwa Hirschkäfer und Alpenbock, haben einen relativ großen Raum- und Nahrungsbedarf, der nur in anbrüchigen und abgestorbenen Alteichen bzw. Altbuchen realisiert ist. Zudem bietet starkes Altholz aufgrund seiner Dimension den Larven ein ausgeglicheneres Holzinnenklima (d.h. geringere Schwankungen der Temperatur und Feuchtigkeit) als Schwachholz.
 3. Zersetzungsmilieu: Höhenlage, Lage des Totholzes (stehend, liegend), Exposition (z.B. Besonnung der Holzes) und Mikroklima (z.B. Feuchtigkeit der Umgebung) beeinflussen die Geschwindigkeit und die Art und Weise der Abbauprozesse von Totholz. Im Hochgebirge geht z.B. der Zersetzungsprozess langsamer vonstatten als etwa im Auwald (Detsch et al. 1994). Liegendes Totholz wird rascher abgebaut als stehendes Totholz.
 4. Zersetzungsgrad und Befall mit holzbesiedelnden Pilzen: Mit zunehmender Zersetzung ändert sich die Struktur des Totholzes. Kennwerte, um diese Veränderungen zu klassifizieren, sind u.a. Holzfestigkeit, Hemizelluloseanteil, Porenvolumen, Darrdichte und Saugdruck.

Möller (2005) unterscheidet folgende wichtige Differentialmerkmale beim Totholz

- Volumen: z.B. starkes versus schwaches Stammholz
- Lokalklimatische Exposition: z.B. geschlossener Bestand versus Windwurffläche
- Mikroklimatische Exposition: z.B. direkt auf dem Boden aufliegendes Totholz versus vom Boden abgehobene Totholzstücke; unzersägte Krone mit aufragenden Ästen versus zersägte Kerne mit auf dem Boden aufliegendem Astwerk
- Entwicklungsgeschichte bzw. Ausgangsstrukturen: z.B. biochemische Unterschiede im Stamm nach spontanem versus durch parasitische Pilze vorbereitetem Bruch
- Art der Pilzbesiedlung: z.B. Spezialisierung/Bindung von Käfern an bestimmte Pilzarten, deren Fruchtkörper bzw. Myzelien
- Zersetzungsgrad/Abbaustufen: komplexes Gefüge diverser Organismengruppen beim Holzabbau

Erdmann & Wilke (1997) definieren drei Totholzkategorien um damit den Totholzvorrat eines Waldes qualitativ beurteilen und das ökologisch wertvolle Totholz vom wirtschaftsbedingt anfallenden Totholz unterscheiden zu können.

- Kategorie I: Stubben, Astholz < 20 cm Durchmesser, Stammholzabschnitte > 20 cm Durchmesser und Länge < 2 m; fallen bei normaler Bewirtschaftung permanent an und sind daher kein Minimumfaktor im Wirtschaftswald
- Kategorie II: Astholz > 20 cm Mittendurchmesser, Stammholz < 20 cm Mittendurchmesser, an Windwurfstellern verbleibende Schutzstücke; fallen bei geringer Aufarbeitungsintensität an;
- Kategorie III: Stammholz > 20 cm Durchmesser und Länge > 2 m, Stammholz mit Krone, Windwurf mit Krone, stehendes Totholz > 20 cm BHD; ist ökologisch besonders wertvoll, wird aber auch bei extensiver Bewirtschaftung meist aufgearbeitet und ist somit ein Minimumfaktor im Wirtschaftswald.

4.5. Totholzmengen im Wald

4.5.1. Durchschnittliche Totholzmengen in Österreich und Europa

In Urwäldern war Totholz immer und überall vorhanden und stellte somit keine limitierende Ressource für an Totholz gebundene Organismen dar (Möller 2005). Die oberirdischen Totholzvorräte in Waldökosystemen der gemäßigten Zonen betragen zwischen 6 und 511 Tonnen/ha (Harmon et al. 1986). In Wirtschaftswäldern hingegen sind die Totholzmengen im Vergleich mit Urwäldern extrem gering und betragen in der Regel rund 1-12 (14) m³/ha, d.h. weniger als 5% des Vorrats (Bütler & Schlaepfer 2002, Müller-Using & Bartsch 2003). In Österreich beträgt die durchschnittliche Totholzmenge **12,4 m³/ha** (Mehrani-Mylany & Hauk 2004). Das sind bezogen auf einen durchschnittlichen Vorrat von 325 m³/ha rund 3,8%. Ähnliche Größenordnungen lassen sich auch in anderen Ländern feststellen (vgl. Tab. 4-1), z.B. Schweiz (11,9 m³/ha = 3,3% des Gesamtholzvolumens; Bütler & Schlaepfer 2004 cit. Brassel & Brändli 1999), Schweden (6,1 m³/ha; Fridman & Walheim 2000), Frankreich (2,2 m³/ha; Vallauri & Poncet 2002), Bayern (3 m³/ha; Ammer 1991) und Finnland (2 bis 10 m³/ha; Siitonen 2001). In Österreich haben die Totholzmengen deutlich zugenommen, liegen jedoch nachwievor im europäischen Durchschnitt von unter 5% am gesamten Vorrat.

Tab. 4-1: Tabelle oben: aus 'Average volume of deadwood in the forests in a few European countries' (WWF 2004). Although figures are difficult to compare due to different sampling methods, data from national forest inventories contrast dramatically with deadwood volumes in oldgrowth forests.

Tabelle unten: aus Bütler & Schlaepfer (2004)

Country	Volume of deadwood (m ³ /ha)	Nature of data
Austria	0.6	Productive forests (88% of total), over 35 cm diameter
Belgium	9.1	Regional average (Wallonia), standing and fallen deadwood
Finland	2-10	Average production forest
France	2,2	National average
	6,7	Departmental maximum (Savoie)
Germany	1 - 3	Regional average (Bavaria)
Luxemburg	11,6	National average
Sweden	6,1	National average
	12,8	Regional maximum (North)
Switzerland	12	National average
	4.9	Average in the "plateau" region
	11.6	Average south of the Alps
	12.2	Average in the pre-Alps
	19.5	Average in the Alps

	Volume of deadwood (m ³ /ha)	Nature of data	Sources
France	2,23	National average	VALLAURI <i>et al.</i> 2002
	6,75	Departmental maximum (Savoie)	
Germany	1 to 3	Regional average (Bavaria)	AMMER, 1991
Belgium	3,3	Regional average (Wallonie)	LECOMTE (in press)
Switzerland	12	Federal average	BRASSEL & BRÄNDLI, 1999
	4,9	Average "Plateau" region	
	11,6	Average "South of the Alps" region	
	12,2	Average "Prealps" region	
	19,5	Average "Alps" region	
Finland	2-10	Production forests average	SIITONEN, 2001
Sweden	6,1	National average	FRIDMAN & WALHEIM, 2000
	12,8	Regional maximum (North)	

4.5.2. Totholz mengen im Urwald

In einer aktuellen Studie über mitteleuropäische Buchenwald-Schutzgebiete konnten Christensen et al. (2003, 2005) zwar auf Daten aus 86 Beständen zurückgreifen und eine durchschnittliche Totholzmenge (liegend, stehend) von rund 130 m³/ha, die rund 22% des gesamten lebenden Vorrats (596 m³/ha) entspricht, belegen. Allerdings schwanken die Zahlen beim gesamten Vorrat sehr stark zwischen 201 und 876 m³/ha, sowie beim Totholz zwischen 9 und 552 m³/ha bzw. 3 und 83% des Vorrats. Ähnlich große Schwankungen konnten auch Büttler & Schlaepfer (2004) in einer weniger umfangreichen Literatur-Studie über Nadelwälder nachweisen. In slowakischen Buchen-Urwäldern hat Korpel (1997a) zwischen 490 und 805 m³/ha Vorrat bzw. 65 und 280 m³/ha Totholz (rund 13-38% des Vorrats) festgestellt. In einem Eichen-Urwald fand Korpel (1997a) 688 m³/ha Vorrat bzw. 112 m³/ha Totholz (16% des Vorrats). Schwankungen im Totholzvorrat eines Bestandes sind vor allem durch die Vegetationsstufe und die Standortsproduktivität bedingt. Auf durchschnittlichen Bonitäten liegt

der Holzvorrat zwischen 400 und 600 m³/ha, auf besseren Bonitäten zwischen 550 und 800 m³/ha, auf schlechten Bonitäten (z.B. auf Kalk) zwischen 250 und 450 m³/ha. Die Totholzmenge schwankt auch in Abhängigkeit vom Bestandesalter bzw. Entwicklungsphase (Stöcker 1999). Am kleinsten ist sie in der Optimalphase mit 30-50 m³/ha. Der Holzvorrat in Buchennatur- und -urwäldern schwankt im Entwicklungszyklus (der in der Regel 230 bis 250 Jahre dauert) auf derselben Fläche maximal um 30% und ist auf Flächen über 25 ha dauernd ausgeglichen (Korpel 1997b). Das Minimumstrukturareal, das ist diejenige Flächengröße eines unbewirtschafteten Waldes, in der alle Waldentwicklungsphasen in einem stabilen Verhältnis vertreten sind, beträgt nach Korpel (1997a) und Meyer (1999) 30-50 ha für ungleichaltrige Buchenbestände.

Das Absterben geschieht bei der Buche bereits früh im stehenden Zustand. Die Bäume fallen alsbald zu Boden, sodass der liegende Anteil am gesamten Totholz etwa 70 bis 90% ausmacht. Die Zersetzung von schwach dimensionierten Buchen-Totholzstücken geschieht relativ rasch innerhalb von 15-25 Jahren (Korpel 1997b). Der Zersetzungszeitraum bei stark dimensioniertem Totholz liegt bei 30-40 Jahren (Müller-Using & Bartsch 2003, Ódor & Van Hees 2004).

Eichen und Tannen erhöhen die absolute Totholzmenge, da beide Baumarten eine langsamere Zersetzung aufweisen als die Buche. Infolgedessen sind Buchen-Eichenwälder und Bergmischwälder totholzreicher als reine Buchenwälder (Korpel 1997b). Christensen et al. (2005) konnten dieses Ergebnis für Buchenwälder mit genaueren Zahlen unterlegen und zeigen, dass in montanen Schutzgebieten der Anteil von Totholz mit 45% fast doppelt so hoch ist als in submontanen/kollinen Beständen, wo der Totholzanteil im Vergleich zum gesamten lebenden Vorrat nur rund 25% beträgt. In Urwäldern bzw. in unbewirtschafteten Waldökosystemen befinden sich Totholznachlieferung und Totholzzersetzung in ungleichaltrigen Beständen im Gleichgewicht (Sollins 1982, Harmon et al. 1986).

4.5.3. Totholz mengen im Naturwald

In Wald-Schutzgebieten, wie etwa in Naturwaldreservaten oder Nationalparks, kann sich Totholz auf natürliche Weise anreichern und langfristig wieder das Niveau von Urwäldern erreichen. Urwälder sind somit eine wichtige Vergleichsgrundlage für die Menge an totem Holz unter unbeeinflussten Bedingungen (Kölbel 1999, Korpel 1997a,b). Dennoch ist nach einer Studie von Korpel (1997a) in slowakischen Naturwäldern das Totholz weder überaus reichlich noch überall gleichmäßig zu finden. In 20 Jahre außer Nutzung gestellten bayerischen Naturwaldreservaten war der Totholzzuwachs vor allem auf junge Zersetzungsstadien zurückzuführen (Kölbel 1999). Fortgeschrittene Zersetzungsstadien (wie stark vermodertes

oder vermulmtes Totholz) stammten größtenteils noch aus der Zeit der Bewirtschaftung. Stark vermulmtes Totholz war aufgrund des jungen Alters der Reservate nachwievor selten. Weiters nennt Kölbl (1999) für bayerische Naturwaldreservate folgende Werte bei Buchenwäldern: 518-876 m³/ha lebender Vorrat, 9-177 m³/ha Totholz (das sind 1,6-24,2% des Vorrats). Diese Zahlen stammen aus „reifen“ Repräsentationsflächen innerhalb der Naturwaldreservate. Kölbl (1999) folgert, je älter die Bestände und je vorratsreicher das Naturwaldreservat zum Zeitpunkt der Ausweisung, desto größer ist heute der Anteil des Totholzes im Verhältnis zum lebenden Vorrat. Infolgedessen weisen in Bayern einige außer Nutzung gestellte Naturwaldreservate nach 20 Jahren bereits wieder ähnlich hohe Totholz mengen auf wie Urwälder. In fünf bayerischen Naturwaldreservaten betrug die Menge an Reisholz ein Fm/ha und, bei einem Gesamtvorrat von 84 Fm/ha, entfielen ein Drittel auf stehendes und zwei Drittel auf liegendes Totholz (Rauh & Schmitt 1991).

Meyer (1999) stellte in niedersächsischen Naturwäldern eine Schwankungsbreite bei den vorhandenen Totholz vorräten zwischen 9 und 79 m³/ha fest. Er nennt drei mögliche Ursachen für die großen Schwankungen der Totholz mengen in den Untersuchungsflächen: die Baumartenzusammensetzung, den Aufbau und Entwicklungszustand des Ausgangsbestandes und das Störungsregime (zufällige räumliche Heterogenität der Totholzentstehung). Müller-Using & Bartsch (2003) konnten in einem 160-jährigen, seit 30 Jahren außer Nutzung gestellten Buchenwald im Solling folgende Nachlieferung beim starken Totholz messen: Das Volumen des toten Stammholzes stieg von 28 m³/ha im Jahr 1994 auf 51 m³/ha im Jahr 2000 an; das ist eine Zunahme von 5,3% auf 9,4%. Ursachen der Totholzentstehung waren vornehmlich Windereignisse und der Weißfäule erregende Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*). Naturwaldreservate mit einer kontinuierlichen Totholztradition stellen bedeutende Refugien und Kerne der Wiederbesiedlung für xylobionte Organismen dar (Rauh & Schmitt 1991).

4.5.4. Totholz mengen im Wirtschaftswald

Im Wirtschaftswald ist das Vorhandensein von Totholz kein Ziel in der üblichen forstlichen Praxis. Insbesondere in intensiv bewirtschafteten Wäldern dürfte deshalb Totholz, sei es in stehender oder liegender Form, eigentlich nicht vorkommen (Burschel 1992). Dafür, dass es selbst in intensiv genutzten Wäldern Totholz gibt, macht Burschel (1992) „professionelle Fehler von Forstleuten“ verantwortlich, die einige Totholzelemente „übersehen“ bzw. nicht entnehmen: Totäste und Faulholz (beide Elemente kommen auch bei lebenden Bäumen vor), Stöcke, Grobwurzeln und nicht aufgearbeitetes Kronenholz (d.h. Elemente, die nach der Holzernte im Wald verbleiben).

Schmitt (1992) konnte in Buchenwirtschaftswäldern eine durchschnittliche Totholzmenge von 4 m³/ha feststellen. Erdmann & Wilke (1997) untersuchten den Totholz vorrat in 11

Buchenwirtschaftswäldern mit einem Alter zwischen 133 und 193 Jahren. Die Totholzmenge schwankte zwischen 5 und 14 m³/ha, der durchschnittliche Totholzvorrat betrug 9,3 m³/ha, wobei das liegende Totholz 95%, das stehende 5% ausmachte. Etwa 1,6 m³/ha konnte dem ökologisch bedeutenden „Starktotholz“ (CWD) zugerechnet werden (17,2% des gesamten Totholzvorrates). Elmer (2002) stellte in zwei Wirtschafts-Buchenbeständen eines mittelständischen Forstbetriebes im Sauerland (Deutschland) fest, dass sich infolge von partiellem Nutzungsverzicht ungewöhnlich hohe Mengen an Alt- und Totholz (15,8 bzw. 28 m³/ha) akkumulieren konnten. Liegendes und stehendes Totholz waren im Verhältnis 3:2 vorhanden. Für Meyer (1999) kann das Verhältnis von 3:1 zwischen liegendem und stehendem Totholz als gute Annäherung an die natürlichen Verhältnisse in (nordwestdeutschen) Laubwäldern angesehen werden.

4.5.5. Vergleich Wirtschaftswald mit Urwald und naturnahem Wald

Städtler (1995) nennt folgende Unterschiede:

- (1) Die Sukzessionsdynamik ist im Wirtschaftswald auf den maximalen Holzmengen- und Wertertrag ausgerichtet. Im Urwald hingegen ist Totholz in allen Entwicklungsphasen permanent vorhanden und erreicht in der Zerfallsphase die höchsten Werte.
- (2) Die Lebensdauer der Bäume wird im Wirtschaftswald durch die Umtriebszeiten und Zielstärken (Baumdurchmesser) vorgegeben, im Urwald bestimmt die natürliche Altersgrenze den Lebenszyklus.
- (3) Die Energiebilanz im Wirtschaftswald ist auf hohe Zuwächse bei gleichzeitig möglichst geringem Energieverbrauch ausgerichtet. Naturwälder sind durch einen hohen Eigenenergieverbrauch gekennzeichnet.
- (4) Nährstofffluss, Bodenbildung und Wasserhaushalt sind insbesondere im Altersklassenwald durch falsche bzw. problematische Baumartenwahl und durch die Holzernte selbst stark gestört.
- (5) Nicht standortgemäße Bestockung bedingt in Wirtschaftswäldern eine im Vergleich zu strukturierten Naturwäldern verarmte und verfälschte Waldfauna und -flora.

Winter & Nowak (2001) untersuchten Totholz in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Buchen- und Eichenhainbuchenwäldern im Biosphärenpark Spreewald. Sie fanden, dass das Totholzvolumen eines seit 1961 nicht genutzten Buchen-Totalreservates mit rund 103 m³/ha fast dreimal so hoch war wie im bewirtschafteten Buchenwald. Hingegen wies das seit 1990 aus der Nutzung gestellte Eichen-Hainbuchen-Totalreservat keine höheren Totholzvorräte als der Eichen-Hainbuchen-Wirtschaftswald auf. Grund dafür ist, dass ein Jahrzehnt angesichts des hohen Einzelbaumalters der Eichen nur eine sehr kurze Zeitspanne darstellt. Keine Unterschiede zwischen einem vor 10 Jahren außer Nutzung gestellten Buchen-Totalreservat und Wirtschaftswäldern im Biosphärenpark Schorfheide-Chorin fand Winter (2000; zit. in Winter

& Nowak 2001). Allerdings lag die Totholzmenge in den extensiv genutzten Wirtschaftswäldern im Biosphärenpark Spreewald im Durchschnitt bei 30 bis 40 m³/ha und war somit drei- bis viermal höher als in anderen Wirtschaftswäldern in Hessen (dort rund 9,3 m³/ha). Betrachtet man das ökologisch besonders wertvolle Totholz (Durchmesser > 20 cm, Länge > 2 m), so war dieses im vor 40 Jahren außer Nutzung gestellten Buchen-Totalreservat rund 55 mal höher als im Buchen-Wirtschaftswald, und im vor 10 Jahre außer Nutzung gestellten Eichen-Hainbuchen-Totalreservat bereits 3,5 mal höher als im Wirtschaftswald. Diese Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung von Totalreservaten für die langfristige Anreicherung von Totholz.

4.5.6. Totholz an lebenden Bäumen und Uraltbäumen

Totes Holz ist auch an lebenden, insbesondere an sehr alten lebenden Bäumen zu finden. In Wirtschaftswäldern sind aufgrund der kurzen Umtriebszeiten, die weit unter dem natürlichen Lebensalter eines Baumes liegen, alte und Uraltbäume kaum oder überhaupt nicht vorhanden. Uraltbäume sind ein Merkmal von Urwäldern oder Baumbeständen mit einer sogenannten „Habitattradition“. Unter Habitattradition versteht man die Kontinuität eines Waldes bzw. Baumbestandes hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung sowie seines Totholz- und Strukturangebots (Bußler 2006). Strukturen der Alters- und Zerfallsphase am lebenden Baum können bei Buchen erst ab einem Alter von 180 Jahren, bei Eichen ab einem Alter von 300 Jahren verstärkt ausgebildet sein. In alten Eichen eines Waldes mit Habitattradition konnte Bußler (2006) bis zu einem Fm Totholz pro Baum messen, was auf den Bestand umgerechnet rund 20 Fm/ha entspricht.

Uraltbäume („veteran trees“), absterbende Bäume sowie Dürrlinge (stehendes Totholz) und Totholzstücke (liegendes Totholz) in verschiedensten Zersetzungsstadien beherbergen eine Vielzahl von teils baumartenspezifischen (Kleinst)lebensgemeinschaften (siehe Möller 2005). Je älter ein Baum wird, desto vielfältiger wird sein Strukturangebot (Schmidl 2006). Geiser (1989; cit. in Albrecht 1991) unterscheidet 52 Mikrohabitate (z.B. toter Ast, Nisthöhle) und 26 Substrattypen (z.B. Holzhumus, lebender Pilz) allein für totholzbewohnende Käfer in alten und abgestorbenen Bäumen. Infolgedessen sind etwa Bockkäfer, die mit rissiger Borke und abgestorbenen Zweigen assoziiert sind, in nicht bewirtschafteten Wäldern häufiger zu finden als in bewirtschafteten Wäldern (z.B. Gutowski 1986). Uraltbäume sind Elemente alter Wälder mit Habitattradition. Stellenweise haben Uraltbäume auch in der offenen Kulturlandschaft überlebt, als Hute-, Mast-, und Schneitelbäume oder als ästhetisch ansprechende Bestandteile von alten Parkanlagen (Bußler 2006).

4.6. Die Rolle von Totholz anhand ausgewählter Organismengruppen

Totholz ist zugleich Lebensraum als auch eine überlebensnotwendige Nahrungsquelle für eine Vielzahl von spezialisierten Organismengruppen (Harmon et al., 1986, Speight 1989, Schmidl & Bußler 2001). Der WWF (2004) schätzt, dass etwa ein Drittel aller Waldorganismen in Europa auf Uraltbäume bzw. Totholz angewiesen sind. Konservative Schätzungen kommen immerhin noch auf 20% (Elton 1966, cit. in Schiegg 1998). In Deutschland sind von den rund 13.000 Arten in Wäldern etwa 4.500 an Totholz gebunden (Schmidt 2006; siehe Tab. 4-2).

Tab. 4-2: Arten mit Beziehung zu Totholz (Schmidt 2006); * Daten nur aus Bayern

Artengruppe	Artenzahl in Wäldern Deutschland/Bayern*	Beziehung zu Totholz
Pilze	5000	2500
Flechten	448	148
Moose	500	110
Mollusken	170	130
Schwebfliegen	380	77
Käfer	4620	1377
Wanzen	340	20
Vögel	133*	44
Säuger	60	28
Nachtschmetterlinge	1945*	139

Nachfolgend wird die Bedeutung von Totholz und Uraltbäumen für eine Auswahl von Organismengruppen dargestellt und diskutiert.

4.6.1. Pilze

Über totholzbesiedelnde Pilze gibt es mittlerweile eine relativ umfangreiche Literatur. Wenngleich mehr als 80% der Studien aus borealen Fichtenwäldern stammt, so wurden vereinzelt doch auch Buchenwälder untersucht. Zudem bieten auch die Studien aus dem hohen Norden zahlreiche Anhaltspunkte und liefern wichtige Erkenntnisse. Insgesamt wurden 34 Artikel zum Thema Totholz-Pilze durchgesehen. Besonders relevant sind die Studien, die in Buchenwäldern Dänemarks durchgeführt wurden. Weiters sind Arbeiten interessant, die die Pilzflora von grobem und feinem Totholz vergleichend analysieren.

Pilze spielen **die** entscheidende Rolle bei der Umsetzung und dem Abbau von Totholz (Boddy 2001). Totholzabbauende Pilzarten besiedeln verschiedene Mikrohabitate und Zersetzungsstufen des Totholzes und können auch wirtsspezifisch sein. Es ist daher nicht verwunderlich, dass totholzabbauende Pilzarten mit einer großen Artenvielfalt in den

heimischen Wäldern vertreten sind. In bayerischen Naturwaldreservaten konnten knapp 270 totholzabbauende Pilzarten alleine auf Rotbuche festgestellt werden (Blaschke & Hahn 2006). Das Totholz der Rotbuche ist in Bayern dasjenige mit der größten Artenvielfalt an Pilzen. In einer aktuellen Studie über 19 naturnahe Buchenwälder in fünf verschiedenen europäischen Staaten (Slowenien, Ungarn, Belgien, Niederlande, Dänemark) konnten insgesamt 457 totholzabbauende Pilzarten nachgewiesen werden (Ódor et al. 2006). In einem 45 ha großen naturnahen Laubmischwaldgebiet in Salzburg konnte Rücker (1995) 231 Großpilze kartieren, von denen 118 (51%!) auf Totholz zu finden waren. Totholz-Pilze sind andererseits auch Habitate für spezialisierte Tierarten, v.a. Insekten (Jonsell et al. 2001). Insgesamt stellen totholzabbauende Pilzarten einen wesentlichen Anteil der biologischen Vielfalt in den Wäldern dar, sind entscheidend für den Nährstoffkreislauf und Habitat für spezialisierte Tierarten. Eine für die Aufrechterhaltung der Pilzdiversität in Wirtschaftswäldern wesentliche Frage ist die einer möglichen Spezialisierung von totholzabbauenden Pilzarten auf schwaches oder starkes Totholz. Die Artbestände von schwachem und starkem Totholz sind teils komplementär, d.h. es gibt spezialisierte Arten für jede entsprechende Totholz-Kategorie (Kruys & Jonsson 1999, Edman et al. 2004, Heilmann-Clausen & Christensen 2004, Küffer & Senn-Irlet 2004). Starkes Totholz ist im Wirtschaftswald eine Mangelware, daher sind auch viele der hierauf spezialisierten Pilze, beispielsweise der Ästige Stachelbart (*Hericium coralloides*), selten und gefährdet.

Pilzen kommt bei der Sukzession im Zuge des Zersetzungsprozesses eine besondere Bedeutung zu. Am Anfang der Zersetzung sind die Lebensbedingungen für Pilze im Holz noch recht schwierig und es obliegt einigen wenigen Spezialisten, das Holz aufzuschließen. Allgemein gilt, dass die mittleren Zersetzungsstadien die artenreichsten sind. Dies wird vor allem mit einer höheren Mikrohabitatvielfalt und mit einem besseren, weil feuchteren Kleinklima während dieser Phase begründet. Gegen Ende der Zersetzung nehmen Bodenpilze überhand. Auf einen Zusammenhang zwischen Insekten und Pilztablierung weist die Studie von Junninen et al. (2006) hin. In einem ostfinnischen Rotföhrenwald ist gerade die frühe Sukzessionsphase nach der forstwirtschaftlichen Nutzung besonders artenreich an Pilzen. Dies wird damit erklärt, dass einerseits reichlich Totholz in Form von Ästen und Zweigen bei der Durchforstung liegen bleibt, und andererseits mit der bevorzugten Nutzung von besonntem Totholz durch verschiedene Käferarten. An diesen Käfern haften reichlich Pilzsporen, und sie bewirken damit einen gezielten Infektionsvorgang.

Einige wissenschaftliche Untersuchungen gehen auch der Frage nach, ob es einen Unterschied beim Ausbreitungsverhalten seltener Totholz-Pilzarten im Vergleich zu häufigen gibt. Bei häufigen Totholz-Pilzen, wie etwa beim Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*), produziert ein durchschnittlicher Fruchtkörper etwa 10 Millionen Sporen (Stenlid & Gustafsson 2001). Auch wenn die Mehrzahl dieser Sporen in der nächsten Umgebung deponiert wird, ist die Chance, dass größere Mengen über dutzende Kilometer transportiert werden sehr hoch. Die Chance,

dass eine Spore dieses Fruchtkörpers einen 7 m² großen Baumstumpf in mehr als 500 km Entfernung trifft, ist 50%; das heißt aber nicht, dass sich der Pilz auch entwickeln kann! Auch weit entfernt liegende Populationen des Wurzelschwamms sind einander genetisch ähnlich (Stenlid & Gustafsson 2001). Bei einer seltenen Art hingegen konnten genetische Effekte von Isolation nachgewiesen werden. Ob dies an einer geringeren Sporenproduktion oder an der mangelnden UV-Beständigkeit der Sporen liegt, ist aber noch wenig untersucht (Stenlid & Gustafsson l.c.).

Acht wichtige Studien über totholzbesiedelnde Pilze werden nachfolgend zusammengefasst:

Edman et al. 2004

Zentrale Fragen der Studie: Gibt es einen besseren Besiedlungserfolg der Pilze auf frischem Totholz, wenn es in der Umgebung mehr CWD (Coarse Woody Debris) gibt? Welche Unterschiede treten bei starkem und schwachem Totholz auf?

Untersuchungsgebiet und Methoden: In Nordschweden bei Umea wurde starkes und schwaches Fichten-Totholz in Fichtenwäldern mit unterschiedlichem natürlichem Totholzangebot exponiert. Sechs Jahre (1997-2002) wurde die Besiedlung studiert. Im Jahr 2002 wurde eine spezielle Studie über die Sporendeposition und Etablierung der gefährdeten Art *Fomitopsis rosea* durchgeführt.

Ergebnisse: Auf 180 exponierten Stämmen wurden 91 Arten nachgewiesen. Erst nach zwei Jahren stieg der Artenreichtum markant an. 79 Arten wurden in den CWD-reichen Wäldern (davon 41 nur hier) und 50 Arten in den CWD-armen Wäldern (davon 12 nur hier) kartiert. 24 Arten fand man ausschließlich auf dickem Totholz mit über 20 cm Durchmesser und 20 Arten nur auf Totholz mit 10-20 cm Durchmesser. Die Sporendeposition von *Fomitopsis rosea* war in den CWD-reichen Beständen deutlich höher (ca. um das 25-60fache) als in CWD-armen Beständen. Während acht künstlich eingebrachte Totholzstämme in den CWD-reichen Wäldern von *Fomitopsis rosea* besiedelt werden konnten, war es in den CWD-armen Wäldern kein einziger.

Diskussion: Der durchschnittliche Artenreichtum auf künstlich eingebrachtem Totholz ist in CWD-reichen Wäldern signifikant höher als in CWD-armen. Der Etablierungserfolg von *Fomitopsis rosea* hängt offensichtlich von einer großen Zahl deponierter Sporen ab. Starkes und schwaches Totholz haben teilweise eigene Arten und ergänzen sich durch verschiedene Habitatqualitäten. Einige seltene Arten bevorzugen dickere Stämme, da diese wohl ein stabileres Mikroklima und einen höheren Wassergehalt aufweisen. Zwei Empfehlungen für restaurationsökologische Maßnahmen werden gemacht: Totholz sollte sinnvollerweise nur dort künstlich erzeugt werden, wo gefährdete Arten vorkommen, und dicke Stämme sind wichtiger, da diese in den derzeitigen Wirtschaftswäldern so selten geworden sind.

Hahn & Blaschke 2005

Zielsetzung der Studie: Vergleich der Rindenpilze und Porlinge eines außer Nutzung gestellten Waldes mit in der Nähe liegenden Wirtschaftswäldern.

Untersuchungsgebiet und Methoden: Untersucht wurde ein Naturwaldreservat in Bayern und eine Vergleichsfläche nahe dem Ammersee auf über 600 m Seehöhe. Hauptbaumart ist die Buche, durchmischt mit Bergahorn, Ulme, Linde, Lärche und Fichte. Der Walztyp ist ein Galio odorati-Fagetum mit Übergängen zum Hordelymo-Fagetum. Die Naturwaldzelle ist seit 1976 außer Nutzung. Die durchschnittlichen Totholz mengen liegen in der Naturwaldzelle bei 140 fm/ha und im Wirtschaftswald bei 17 fm/ha. 23 je 10x10 m große Probeflächen wurden untersucht: totholzarm/Forst: 8 Flächen, totholzarm/Naturwaldzelle: 6, totholzreich/Forst 3, totholzreich/Naturwaldzelle: 6. Alle corticoiden und polyporen Pilze wurden aufgenommen, in dem man Proben von jedem pilzbefallenen Totholz nahm und im Labor bestimmte.

Ergebnisse: Die Artenzahlen auf den 100 m² großen Probeflächen schwanken zwischen 16 und 47; die Korrelation zwischen Totholzmenge und der Artenzahl ist signifikant, aber schwach ($r^2 = 0,32$). Es ist eine Sättigungskurve mit schon hohen Artenzahlen von etwa 35 bei ca. 25 fm/ha. Die 32 häufigsten Pilzarten kommen schon ab einem Durchmesser von 0,5-4 cm vor. Einige seltene Arten (unter ihnen ein noch zu beschreibender Stachelpilz) bevorzugen aber eindeutig dickere Durchmesser. Die meisten Pilzfunde (51%) stammen von der mittleren (optimalen) Zersetzungsphase, gefolgt von der initialen (31%) und der finalen (17%). Eine Berechnung nach der Arten-Areal-Kurve lässt 230-270 Pilzarten im Gebiet erwarten.

Diskussion: Möglich ist, dass der nur schwach ausgeprägte Effekt der größeren Totholz mengen auf die Pilzgemeinschaft im Naturwaldreservat mit der relativ rezenten Nicht-Bewirtschaftung (erst seit 25 Jahren außer Nutzung) zusammenhängt. Das Totholz beginnt sich erst zu akkumulieren. Andererseits sind die recht hohen Artenzahlen bei vergleichsweise niedrigen Totholz mengen sehr ermutigend. Wörtliches Zitat: „Eine naturnahe Forstwirtschaft kann bereits beim Belassen von Totholz in geringeren Dimensionen vielen Rindenpilz-Arten ein Refugium zur Verfügung stellen.“

Heilmann-Clausen & Christensen 2003

Zentrale Frage der Studie: Welche Faktoren spielen für die Artenvielfalt totholzbewohnender Pilzarten auf Buchenstämmen eine Rolle?

Untersuchungsgebiet und Methoden: In einem Buchenwaldschutzgebiet in Dänemark (19 ha groß, Seehöhe 7-31 m, pH 3,9 - 4,5, seit 150 Jahren nicht mehr gemanagt, Stürme spielen große Rolle bei Ast- und Baumbruch,) wurden 1994 und 1995 insgesamt 70 liegende Buchenstämmen auf das Vorkommen von makroskopisch erkennbaren Fruchtkörpern von Pilzen (Basidio- und Ascomyceten) untersucht. Sieben Alters- und vier Größenklassen (dbh 70-89, 90-109, 110-129, und > 130) wurden unterschieden. Die Bedeutung verschiedener Umweltvariablen für den Artenreichtum wurde untersucht.

Ergebnisse: 277 Pilzarten wurden entdeckt, davon sind 235 primär mit Totholz assoziiert und 23 Arten stehen auf der Roten Liste. Pro Stamm wurden durchschnittlich 30,7 Arten festgestellt (Schwankungsbereich zwischen 11 und 76). Der Artenreichtum wies starke und positive Korrelationen mit Größe und Komplexität des Buchenstammes auf. Auch andere Faktoren (Zersetzungsstadium, Entfernung zum Waldrand, Feuchtigkeit) spielten eine gewisse Rolle. Alleine Komplexität (Oberfläche) des Buchenstammes und Zersetzungsgrad erklären schon 56% der Artenvielfalt.

Diskussion: Die Studie bestätigt, dass der Artenreichtum von Totholz-Pilzen mit dem Stammdurchmesser korreliert, jedoch ist es eigentlich eine Form der Arten-Areal-Beziehung. Nicht so dicke Stämme, die aber gegabelt, länger oder sonst besonders komplex sind, weisen einen genauso hohen Artenreichtum auf wie dicke Stämme mit vergleichbarer Oberfläche. Mittlere Zersetzungsstadien sind am artenreichsten, wahrscheinlich durch ein kleinräumiges Mosaik von Standorten (ökologischen Nischen). Extrem trockene Mikroklimata sind artenärmer. Resümee: Gerade die gabeligen und krummen Buchen mit viel Oberfläche, die für die Forstwirtschaft wenig interessant sind, stellen genauso gute Standorte für Totholz-Pilze dar, wie besonders dicke und gerade Buchen.

Heilmann-Clausen & Christensen 2004

Zentrale Fragen der Studie: Die Artenvielfalt der Totholz-Pilze ist positiv mit der Größe bzw. Dicke der Buchenstämme korreliert, wenn man Einzelaufnahmen vergleicht. Stimmt das aber noch, wenn man die Oberfläche bzw. das Volumen diverser Aststärken hochrechnet und vergleicht?

Untersuchungsgebiet und Methoden: 12 naturnahe Buchenwälder in Dänemark; stratifiziert nach 4 Größenklassen und 5 Zersetzungsstadien wurden 310 Stämme zufällig ausgewählt. Jeder Stamm wurde dreimal kartiert. Die Hochrechnung erfolgte mittels sogenannter rarefaction curves.

Ergebnisse und Diskussion: Wenn man die summierte Oberfläche heranzieht, dann gibt es keine signifikanten Unterschiede bei der Artenvielfalt verschiedener CWD-Stärken. Bei gleichen Volumina weisen die geringeren dbh-Stärken sogar eine höhere Artenvielfalt auf. Dies wird durch zwei Faktoren erklärt: eine größere exponierte Oberfläche, und damit höhere Wahrscheinlichkeit der Besiedlung, und eine größere Anzahl an herumliegenden Ästen und Stämmen, die eine größere Variation an lokalen edaphischen Situationen, Mikroklimata, Zersetzungsstadien und daher mehr mögliche Nischen umfassen. Von den 27 gefundenen Rote Liste-Arten bevorzugten 16 Stammstärken größer gleich 70 cm dbh, aber damit unterscheiden sie sich nicht von ungefährdeten Arten. Nur bei einzigen einer Art ist die Bevorzugung dickerer Stämme statistisch signifikant, eine gefährdete Art bevorzugt hingegen geringe Stammstärken. Einschränkend meinen die Autoren, dass in trockeneren, kontinentalen Klimaten die Stammstärken eventuell eine wichtigere Bedeutung haben als im atlantischen Dänemark, da sie

gegen Austrocknung abpuffern. Besonders die gefährdeten Kernfäule-Pilze (z.B. *Ischnoderma resinosum*) sind mit dicken Stämmen korreliert. Dies könnte damit zu tun haben, dass diese Arten schon den lebenden Baum befallen haben und die Wahrscheinlichkeit der Infektion einfach mit dem Alter (und damit der Dicke) des Baums zunimmt. Stehendes Totholz ist zunächst nicht ganz so artenreich, aber nach dem Zusammenbruch oft umso artenreicher. In der Praxis ist als Maßeinheit sicher das Volumen Totholz am praktikabelsten. Die Oberfläche des Totholzes ist zwar (statistisch nicht signifikant) stärker mit Artenreichtum korreliert, aber schwer zu messen. Wörtliches Zitat aus der Diskussion: „We believe that CWD-associated biodiversity will benefit most if measures are taken to increase the density of whole trees left for natural decay in managed forests. A whole tree above a certain size represents the full natural range of CWD habitats including log, stump (commonly) and branches of different dimensions, and is accordingly more likely to sustain many functional species groups compared to a similar volume of small diameter dead wood.”

Heilmann-Clausen & Christensen 2005

Zentrale Fragen der Studie: Welche Standortvariablen spielen die entscheidende Rolle für die Artenvielfalt von Totholz-Pilzen insgesamt und für das Vorkommen gefährdeter Arten im speziellen?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Artenreichtum und Anzahl der gefährdeten Totholz-Pilze wurden in 14 dänischen Wäldern kartiert. Dazu wurde verschiedenste Variablen sowohl auf der Ebene des Einzelstamms (Stammtyp, dbh, Volumen, Zersetzungsstadium, Moosbedeckung, Bodenfeuchte, Besonnung) als auch am Standort (geographische Lage, Klimatyp, Bodentyp, maximales Baumalter am Standort, historische und aktuelle lokale Waldbedeckung, liegende Stämme pro ha und CWD-Kontinuität) erhoben und deren Einfluss überprüft.

Ergebnisse und Diskussion: Totholz-Volumen und Zersetzungsstadium sind bei weitem die bestimmendsten Variablen. Am artenreichsten ist Zersetzungsstadium 3, aber die meisten gefährdeten Arten kommen während des Zersetzungsstadiums 4 vor.

Junninen et al. 2006

Zentrale Fragen der Studie: Die Vielfalt und Artengemeinschaft polyporer und corticoider Totholz-Pilze wurde vergleichend in Wäldern mit verschiedener Bewirtschaftungsintensität und Altersklasse analysiert. Was ist wichtiger: die Sukzessionsphase oder die Intensität der Bewirtschaftung?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Die Pilze wurden in Rotföhrenwäldern in Ostfinland nahe der russischen Grenze erhoben. Probeflächenwahl: 5 verschiedene Altersklassen (<10 Jahre, ca. 40 Jahre, ca. 70 Jahre, > 100 Jahre, > 150 Jahre) und drei verschiedene Stufen der Bewirtschaftungsintensität; dies ergibt potenziell 45 mögliche Probeflächen, aber intensive

Wirtschaftswälder über 150 Jahre waren nicht vorhanden und ein naturnaher Wald, der 40 Jahre alt ist auch nicht. Daher konnten nur 41 Probeflächen realisiert werden.

Ergebnisse und Diskussion: Die Sukzessionsphase unter 10 Jahre ist die artenreichste und dies bei allen Intensitäten der Bewirtschaftung. Dieses doch überraschende Ergebnis wird wie folgt erklärt: (i) es gibt reichlich Totholz und auch in intensiven Wirtschaftswäldern wird viel feines Ast- und Zweigmaterial liegen gelassen; (ii) es wurden nicht nur die polyporen, sondern auch die corticoiden Pilze untersucht, bei den letzteren gibt es viele mit kurzlebigen Fruchtkörpern, die sich auch auf FWD (Fine Woody Debris) bilden können; (iii) die besonnten Flächen werden von Totholzkäfern bevorzugt, diese sind Vektoren für die Pilzsporen; (iv) das Untersuchungsgebiet liegt nahe an den urwaldartigen russischen Wäldern und (v) die Forstwirtschaft im Untersuchungsgebiet hat noch keine lange Tradition.

Ab der zweiten Sukzessionsphase ist die Bewirtschaftungsintensität entscheidender für Artenreichtum und -zusammensetzung. Es wurden zwar nur wenige Arten gefunden, die die späten Sukzessionsphasen bevorzugten, und vier der acht gefundenen gefährdeten Arten kommen nur in der frühesten Sukzessionsphase vor, aber keine der gefährdeten Arten wurde im intensiv bewirtschafteten Wald nachgewiesen.

Resümee: Ab der zweiten Sukzessionsphase ist die Artengemeinschaft des intensiv bewirtschafteten Waldes deutlich verschieden von der der naturnäheren Wälder. Auch Wirtschaftswälder haben einen nicht zu unterschätzenden Artenreichtum, solange reichlich Astmaterial liegen bleibt. Diese "pulses of dead wood" scheinen sehr entscheidend für den Artenreichtum der Totholz-Pilze zu sein.

Küffer & Senn-Irlet 2005

Zentrale Fragen der Studie: Eine in mehreren Aspekten interessante Studie, wenngleich versucht wurde, zu viele Fragen auf einmal zu beantworten (was dann natürlich nicht so einfach geht). Der interessanteste Aspekt ist die Evaluierung der Bedeutung von Totholz, das einen Durchmesser von unter 10 cm hat. Weiters wurde ein species index für viele verschiedene Gehölzarten berechnet. Dieser gibt die Anzahl der gefundenen Pilzarten je Gehölzart an, dividiert durch die insgesamt verfügbare Totholzmenge der entsprechenden Gehölzart.

Untersuchungsgebiet und Methoden: In den 5 biogeographischen Zonen der Schweiz wurden insgesamt 86 je 50 m² große Flächen zufällig ausgewählt und erhoben. Die Anzahl der Probeflächen pro Region schwankt zwischen 13 bis 25. Weiters wollte man die wichtigsten Waldtypen und verschiedene Managementintensitäten damit abdecken, wohl ein etwas zu hoher Anspruch, denn als einzige Variable zum Thema Management blieb der Zeitpunkt seit der letzten forstwirtschaftlichen Maßnahme im Bestand übrig (nicht sehr aussagekräftig!). Außerdem konnten so nur drei Waldtypen mit einer Stichprobe über 10 erfasst werden, die meisten Waldtypen wurden nur zwischen 1 und 5x getroffen. Wesentlich besser schaut es mit der Stichprobe von Einzelstämmen, -ästen und -zweigen für einzelne Gehölzarten aus (Fichte:

1077; Rotbuche: 992; Edelkastanie: 234; Tanne und Rotföhre: je 221; Schwarzerle: 152; Lärche: 65; Esche: 57; Birke: 51; Hase und Quercus sp: je 35; Zirbe: 24; alle anderen unter 10). Auf Basis dieser Stichprobe wurde ein species index errechnet. Am wesentlichsten und interessantesten ist, dass nicht nur CWD (über 10 cm Durchmesser), sondern auch FWD (= Fine Woody Debris) mit 5-9,9 cm Durchmesser und die neu eingeführte Kategorie VFWD (= Very Fine Woody Debris) mit einem Durchmesser unter 5 cm systematisch erhoben wurden. Ergebnisse: 238 wurden Arten gefunden, davon sind 212 holzabbauende Pilzarten und 26 Mycorrhiza-Pilze. Der Artenreichtum schwankt zwischen 7 und 39 je Aufnahmefläche. Einen klaren geographischen Trend gibt es nicht in der Schweiz. Die artenreichsten Flächen liegen in den Tieflagen. Die Schwarzerlenwälder (n = 4) sind mit durchschnittlich 27 Arten am artenreichsten; bei den anderen Gesellschaften schwankt der Reichtum zwischen 10 bis 16,8 Arten. Nur die Nadelholz-Forste (v.a. Fichten) haben ein signifikant niedrigeren Artenreichtum als die anderen Waldgesellschaften. Obwohl es einen schwachen Zusammenhang zwischen zuletzt durchgeführter forstwirtschaftlicher Intervention und Artenvielfalt gibt, ist die Streuung sehr hoch, v.a. unlängst genutzte Wälder können sehr reich oder relativ arm an Arten sein. Aufnahmeflächen, die in großflächigen, zusammenhängenden Wäldern liegen, haben signifikant mehr Arten als kleinere und isolierte. 175 Arten wurden auf Laubhölzern und 134 auf Nadelhölzern gefunden, die Buche hat besonders viele Arten, nämlich 141 (aber auch die Stichprobe mit 992 ist sehr hoch!). Der species index weist Hasel, Birke und Esche als überdurchschnittlich häufig mit Pilzen besetzte Gehölze aus. In den Aufnahmeflächen waren nur 5,5 % der Totholzstücke dicker als 10 cm (CWD), 94,5 % der Totholzstücke fallen jedoch in die Kategorien FWD und VFWD! Daher gibt es ein mehr oder weniger überraschendes Ergebnis (nicht überraschend nach den Arbeiten von Heilmann-Clausen): von den insgesamt 238 Arten wurden 216 auf Totholz unter 5 cm Durchmesser nachgewiesen, davon 142 exklusiv in dieser Größen-Kategorie! Zum Vergleich: Auf CWD wurden 69 Arten gefunden, davon 12 exklusive nur hier; auf FWD 71 Arten, davon 7 exklusiv hier.

Diskussion: Besonders interessant bei dieser Arbeit sind die geringen Mengen CWD, die in den 86 Aufnahmeflächen gefunden wurden, und die dementsprechend große Bedeutung von Totholz mit unter 10 cm Durchmesser. Nur 22 Arten kommen exklusiv auf dickerem Totholz vor. Das heißt, in Wirtschaftswäldern, in denen schwächeres Totholz liegen bleibt, können viele Arten überleben. Signifikant artenärmer sind die Fichtenmonokulturen in den tieferen Lagen. Andererseits sind die (naturnahen) Auwälder besonders artenreich. Fast in jedem Waldtyp gibt es exklusiv vorkommende Artengemeinschaften.

Ódor et al. 2006

[siehe unter Moose]

4.6.2. Flechten

Aus lokalen und regionale Studien ist bekannt, dass ein gewisser Prozentsatz der Flechtenflora eines Gebietes Totholz besiedelt. So wurden im knapp 50 ha großen Naturwaldreservat Rohrach von 118 Flechtenarten 13,6 % (16 Arten) ausschließlich auf liegendem oder stehendem Totholz registriert. Für knapp 35 % (41 Arten) ist Totholz ein wesentliches Substrat (Pfefferkorn-Dellali & Türk 1999). Im Hochschwab-Gebiet wurden 34 (6,2%) der ca. 550 festgestellten Flechtenarten ausschließlich auf Totholz registriert. Weitere 72 Arten nutzen bzw. brauchen Totholz zumindest z.T. als Unterlage (Hafellner et al. 2005).

Bradtka (2006) schätzt, dass knapp jede zehnte in Deutschland vorkommende Flechtenart zu ihrem Überleben auf Totholz angewiesen ist (epixyle Arten). Umgelegt auf Österreich wären dies mehr als 200 Arten. Inwieweit sich diese Ergebnisse auf den Wienerwald übertragen lassen, ist bisher nicht untersucht. Im kontinental geprägten Osten Österreichs ist die Zahl der epiphytischen und epixylen Flechtenarten nicht so hoch wie in Westösterreich (Türk & Pfefferkorn-Dellali 1998). Viele der epixylen Flechtenarten sind mangels ausreichenden Substrates gefährdet. Auch die anthropogenen Ersatzbiotop für epixyle Arten wie Zaunpfähle, Heustadeln und Holzschindeldächer sind mittlerweile rar geworden (Türk & Pfefferkorn-Dellali 1998).

Wissenschaftliche Studien mit einem statistisch abgesicherten Design liegen bisher kaum vor. Die beste Arbeit stammt aus Estland und wurde an Fichten, Rotföhren, Birken und Schwarzerlen durchgeführt. Etwa ein Viertel aller in dieser Studie registrierten Flechtenarten kam ausschließlich auf Totholz vor. Nachfolgend wird diese Studie zusammengefasst.

Löhmus & Löhmus 2001

Zentrale Frage der Studie: Spielen Baumart und Zustand (lebend, stehend tot mit Rinde und stehend tot ohne Rinde) eine Rolle bei der Besiedlung durch Flechten?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Das Alam-Pedja Schutzgebiet in Estland liegt auf 30-40 m Seehöhe. Es dominieren Laubhölzer wie Birke und Schwarzerle, und zwei Drittel des Waldes werden als Sumpfwald charakterisiert. Die Flechten auf Fichten, Rotföhren, Moor-Birken und Schwarzerlen wurden kartiert. Der Baum bzw. das stehende Totholz muss mindestens 1,5 m hoch und einen dbh von 10 cm aufweisen. 95 Probeflächen (zufällige Probeflächenauswahl) und 632 Baumstämme wurden kartiert. Drei verschiedene Klasse wurden unterschieden: Baum lebend, Baum stehend tot mit mehr als 80% Rinde und Baum stehend tot mit weniger als 20% Rinde. Der pH-Wert der Rinde bzw. des Holzes ohne Rinde wurde gemessen.

Ergebnisse und Diskussion: Durchschnittlich konnten 42-64 stehende tote Bäume am Hektar gezählt werden, diese kommen aber eher geklumpt vor. Die Rotföhre hat signifikant mehr stehende Individuen ohne Rinde als alle anderen Arten. Birke stehend ohne Rinde kommt fast

nicht vor. Die Rinde der Nadelhölzer hat einen pH von 3,9-4,0, die der Laubhölzer 4,6-4,7. Tote stehende Laub- oder Nadelhölzer ohne Rinde unterscheiden sich beim pH-Wert nicht mehr signifikant (pH 4,2-4,4). Der Anteil an stärker zersetztem Totholz war mit 43% bei der Birke am höchsten, bei Fichte mit 8% am geringsten (35% bei Erle, 15% bei Föhre). 103 Flechtenarten wurden im Rahmen dieser Untersuchung gefunden: 89 Arten auf stehendem Totholz und 77 auf lebenden Bäumen. Ein Viertel der Arten wurde ausschließlich auf Totholz registriert. Typische Totholzspezialisten sind v.a. die calicoiden Flechten der Gattungen *Calicium*, *Chaenotheca* und *Chaenothecopsis*. Während Dürrlinge mit Rinde eine ähnliche Artengarnitur wie die jeweilige Baumart im lebenden Zustand aufweisen, unterscheidet sich die Artengarnitur der Dürrlinge ohne Rinde stark. Die Artengarnituren von Dürrlingen ohne Rinde sind jedoch ähnlich (Grund: der gleiche pH-Wert, d.h. keine Unterschiede mehr zwischen Laub- und Nadelholz-Rinde!). Dürrlinge ohne Rinde spielen besonders für konkurrenzschwache calicoide, aber nicht für krustenbildende Flechten eine große Rolle.

Wörtliches Zitat: "Among types of dead wood, snags are more favourable for lichens because they receive a higher amount of light and are drier than logs, which are favoured by bryophytes."

4.6.3. Moose

Es gibt eine Reihe von Arten – Lebermoose und Laubmoose – deren Vorkommen fast ausschließlich auf sich zersetzendes Holz beschränkt ist. Moose besiedeln Totholz vor allem in den späteren Zerfallsphasen. Bei frischem Totholz fallen die auf der Rinde siedelnden epiphytischen Moose rasch mit dieser ab. Dann folgt eine moosärmere Phase, bis das Holz soweit durch Pilze aufgeschlossen ist, dass eine Reihe von spezialisierten Arten Fuß fassen kann. Mit dem weiteren Zerfall des Holzes werden diese Arten langsam von typischen Bodenarten abgelöst.

Studien aus Österreich über die Bedeutung des Totholzes für Moose sind rar. Vergleichbar mit den Flechten kann man aus lokalen Studien Rückschlüsse ziehen. So konnte Ritter (1999) im Naturwaldreservat Rohrach in Vorarlberg 156 Moosarten kartieren. Davon kamen 26 Arten (16,7 %) ausschließlich auf Totholz vor und weitere 6 Arten nutzten Totholz als wesentliches Substrat. Das heißt, für rund ein Fünftel der Moose ist Totholz in diesem 50 ha großen Gebiet von essentieller Bedeutung. Einige österreichweit gefährdete Arten, wie etwa *Cephalozia lacunculata* oder *Calypogeia suecica*, waren unter den Totholzspezialisten (Ritter 1999).

Zwischen Wirtschaftswäldern und naturnahen Wäldern bestehen deutliche Unterschiede in der Vielfalt und Häufigkeit totholzbesiedelnder Moose (Andersson & Hytteborn 1991, Ódor & Standovár 2001). Naturnahe Wälder oder gar Urwälder sind deutlich reicher an Moosen. Wenn

genügend grobes Astmaterial liegen bleibt, können aber auch Wirtschaftswälder einen gewissen Artenreichtum aufweisen (Ódor & Standovár 2001).

Unlängst wurde die Moosflora auf Totholz in ungarischen, slowenischen und nordwesteuropäische Buchenwäldern vergleichend untersucht (Ódor & Van Hees 2004, Ódor et al. 2005, Ódor et al. 2006). Dabei zeigten sich interessante geographische Unterschiede: Für die Vielfalt der Moose spielt der Durchmesser des liegenden Totholzes in den slowenischen Wäldern eine wichtige Rolle, in Ungarn und Belgien eine moderate und in den Niederlanden und Dänemark praktisch keine. Dies könnte mit klimatischen Faktoren und mit der Landschaftsgeschichte zusammenhängen. Dies wird erklärt mit i) einem quantitativen Effekt (mehr Fläche = mehr Arten), ii) der langsameren Verwitterung dickerer Stämme (damit bleibt mehr Zeit für die Kolonisierung), iii) mehr Mikrohabitaten, die an dickeren Stämmen vorhanden sind, und iv) der Überdeckung von dünneren Stämmen und Ästen durch Falllaub. Außerdem spielt die bessere Speicherung von Feuchtigkeit in starkem Totholz eine Rolle. Dies könnte im kontinental beeinflussten Wienerwald von besonderer Wichtigkeit sein.

Hylander & Dynesius (2006) zeigten, dass Standorte entlang von Bächen in skandinavischen Nadelwäldern artenreicher an Moosen sind. Der pH-Wert und anstehendes Gestein spielen eine wesentliche Rolle. Das Totholz entlang von Bächen beherbergt (bei gleicher Menge) dreimal mehr Rote Liste-Arten als anderswo im Wald; d.h. Bewahrung von Totholz entlang der Bäche ist eine sehr effiziente Naturschutzmaßnahme (vgl. auch Weigelhofer & Waringer 1999).

Leider existiert weder eine aktuelle noch eine historische Untersuchung zum Thema totholzbesiedelnde Moose im Wienerwald (H. Zechmeister mündl. im Experten-Workshop). Nachfolgend werden die drei relevantesten Studien über die Zusammenhänge zwischen Moosvielfalt und Totholz zusammengefasst.

Ódor & Standovár 2001

Zentrale Fragen der Studie: Unterscheidet sich die Moosflora auf Totholz zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Ein naturnaher montaner Buchenwald im Matra-Gebirge in Ungarn wird mit fünf benachbarten Wirtschaftswäldern verglichen. Knapp 5200 systematisch angelegte microplots im Naturwald wurden mit 5x1089 microplots der Wirtschaftswälder verglichen. Der Naturwald ist einerseits ein hallenartiger Buchenwald mit einer dicken Laubdecke und geringer Bodenvegetation (Typ A) und andererseits ein schluchtartiger Laubmischwald mit reichlich Linde, Ahorn und Esche neben der Buche (Typ B).

Ergebnisse: Die Anzahl der microplots, in denen Moose gefunden wurden, ist im Naturwald deutlich höher als im Wirtschaftswald; auch der Artenreichtum ist größer, mit einer Ausnahme:

der Typ A des Naturwaldes beherbergt mit 14 Arten um eine Art weniger als ein unlängst durchforsteter Wirtschaftswald mit „Abfallholz“ am Boden; in den anderen Wirtschaftswäldern wurden nur zwischen 7 und 11 Arten gefunden, während im Typ B des Naturwaldes ein Höchstwert von 31 Arten kartiert wurde, darunter auch seltene, in Ungarn gefährdete Arten wie *Calypogeia sueica*, *Nowellia curvifolia*, *Sanionia uncinata* und *Blepharostoma trichophyllum*. Die Unterschiede zwischen Typ B und den anderen untersuchten Wäldern erklären sich aus dem Angebot an Totholz und der standörtlichen Situation (feuchter, stark durchmischter Baumbestand).

Diskussion: Typische Totholz-Moose sind im Wirtschaftswald fast nicht vorhanden, aber es gibt sehr wohl eine relativ artenreiche Besiedlung, wenn einmal Totholz (z.B. nach einer Durchforstung) anfällt. Typ B ist totholzreich und feuchter, sodass auch empfindliche Lebermoose im kontinentalen Klima Ungarns gedeihen können. In diesem Klimagebiet gibt es weniger potenzielle Habitate für diese feuchtigkeitsliebenden Arten. Da die Rotbuche mit ihrer glatten Rinde weniger Schutz vor Austrocknung bietet, ist die Beimischung von Baumarten mit rissiger Rinde für zahlreiche Moose besonders wichtig. Besonders in Buchenwäldern mit dicker Laubaufgabe ist CWD besonders wichtig, da es nicht von Laub überdeckt wird.

Ódor & Van Hees 2004

Zentrale Fragen der Studie: Lassen sich die verschiedenen Moosarten den verschiedenen Zersetzungsphasen (decay stages) des Totholzes zuordnen, und wie verläuft die Abfolge der Besiedlung? Gibt es Unterschiede zwischen verschiedenen Waldtypen? Spielt die Stammstärke eine Rolle? Gibt es unterschiedliche Pfade der Sukzession?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Totholzbesiedelnde Moose wurden in zonalen und schluchtwaldartigen Buchenwäldern in Ungarn untersucht. Moose wurden auf Totholz über 5 cm Durchmesser und 0,5 m Länge in 4 Untersuchungsflächen (2 zonal, 2 Schlucht) in naturnahen Buchenwäldern (seit mindestens 60 Jahren keine Forstwirtschaft) kartiert. Die Menge an CWD in den Schluchtwäldern liegt bei 300 m³/ha und in den zonalen Wäldern bei 150 m³/ha. Sechs verschiedene decay stages wurden unterschieden. Es wurde versucht, eine Gleichverteilung dieser Zersetzungsclassen zu erzielen, daher waren die Flächen unterschiedlich groß. Geschätzt wird, dass es bei den gegebenen Bedingungen zwischen 30 und 40 Jahre dauert, bis ein Buchenstamm vollständig abgebaut ist.

Resultate und Diskussion: Der schluchtwaldartige Bestand Lecany beherbergt 51 und die anderen drei Flächen zwischen 31 und 39 Arten auf Totholz. 30 Arten waren häufig genug, um deren Präferenz für verschiedene Zersetzungsclassen zu ermitteln. Von diesen 30 Arten waren 11 ausschließlich auf Totholz und 10 mit Schwerpunkt auf Totholz zu finden; 9 Arten verhielten sich indifferent. Die strikt epixylen Arten haben ein Optimum während der mittleren und späteren Zersetzungsphasen. Strikt epixyle Arten sind z.B. *Nowellia curvifolia*, *Riccardia palmata* und *Chiloscyphus pallescens*. Der Durchmesser des Totholzes spielt nur bei einem Teil

der Arten eine signifikante Rolle. Besonders interessant und für die Situation im Wienerwald von vergleichbarer Relevanz sind die Unterschiede im Standort. Die schluchtwaldartigen Wälder sind artenreicher und reicher an seltenen, gefährdeten Spezialisten. Einerseits ist es die lokalklimatisch günstigere Situation (feuchter, ausgeglichener); andererseits gibt es mehr Totholz, und dieses Totholz wird weniger stark von Laub überdeckt. So werden im zonalen Buchenwald v.a. die dünneren Totholzstücke oft so rasch von Laub zugedeckt, dass keine Besiedlung durch Moose möglich ist. Die Dicke des Totholzes spielt daher im zonalen Buchenwald auf Plateaulage eine wesentlich wichtiger Rolle. In den schluchtwaldartigen Beständen werden auch dünnere Äste von strikt epixylen Arten besiedelt. Auch Pilze können eine Rolle spielen: Bestimmte Pilzarten können Totholz so austrocknen, dass epixyle Moose am Totholz nicht überleben können.

Ódor et al. 2006

Zentrale Zielsetzung der Studie: Ergebnisse des EU-Projektes NATMAN werden präsentiert. Im wesentlichen wird der Einfluss von Standortfaktoren versus geographischer Variablen auf Artenvielfalt und –zusammensetzung der Moos- und Pilzflora analysiert.

Untersuchungsgebiet und Methoden: Die Pilz- und Moosflora von liegendem Buchentotholz in 5 europäischen Staaten (Niederlande, Dänemark, Belgien, Ungarn und Slowenien) wurde in naturnahen Buchenwäldern (19 sites, über 1000 Baumstämme) untersucht. Nur das slowenische Gebiet Rajhenav ist ein echter Urwald, alle anderen Bestände wurden früher mehr oder weniger stark genutzt, sind aber schon seit mindestens 100 Jahren ohne forstlichen Einfluss. Untersucht wurden vor allem die Unterschiede zwischen den zwei Organismengruppen bei der „tree level species richness“ (TLSR), der „country level species richness“ (CLSR) und bei der Sukzessionsfolge („decay stages“). Zudem wurde untersucht ob sich gefährdete Arten anders verhalten als die Artenvielfalt insgesamt.

Ergebnisse und Diskussion: Pilze, als bestimmende holzabbauende Organismen, waren mit 457, Moose, als eher passive Besiedler, mit 161 Arten vertreten. In Dänemark fand man die meisten Pilzarten, gefolgt von Ungarn, Slowenien, Belgien und Niederlande. Dies mag wohl mit der größeren standörtlichen Vielfalt in Dänemark (mehr untersuchte Gebiete) zusammenhängen. Die meisten europaweit gefährdeten Pilze fand man in Ungarn und Slowenien, knapp gefolgt von Dänemark. Die bestimmendsten Faktoren für TLSR bei Pilzen waren: Durchmesser, gefolgt von decay stage und geographischer Region. Bei der CLSR der Moose „schlug“ Slowenien mit 103 Arten alle anderen Länder klar (hier nur zw. 48 und 69 Arten). Der für die TLSR bestimmendste Faktor ist die geographische Region, gefolgt von Durchmesser und decay stage. Der Durchmesser des liegenden Totholzes spielt in den slowenischen Beständen eine wichtige Rolle für die TLSR, in Ungarn und Belgien eine moderate und in Niederlande und Dänemark praktisch keine. Die meisten europaweit gefährdeten Moose fand man in Slowenien. Obwohl nicht an erster Stelle, spielt der

Durchmesser des Totholzes eine wichtige Rolle. Gründe dafür sind: i) quantitativer Effekt, d.h. ein surface area effect; ii) dickere Stämme verwittern langsamer, damit bleibt mehr Zeit für die Kolonisierung; iii) mehr Mikrohabitate sind an dickeren Stämmen vorhanden; iv) dünnere Stämme und Äste werden rascher vom Laub bedeckt und damit für Moose unbrauchbar; v) dicke Stämme sind i.d.R. älter und haben schon als lebende Bäume eine längere Infektionsgeschichte (v.a. Kernfäule-Pilze). Sowohl bei Pilzen als auch bei den Moosen gibt es Arten, die ausschließlich auf dickem Totholz zu finden sind. Die Fragmentation von Wäldern und insbesondere auch die frühere Waldweide in manchen Gebieten wirkt sich auf Moose stärker aus als auf Pilze. Wahrscheinlich wurde der Artenpool der Moose in Westeuropa durch Waldweide reduziert. Pilze halten noch eher stressreiche Bedingungen aus, manche Arten brauchen sie offensichtlich sogar.

4.6.4. Gefäßpflanzen

Es ist eine altbekannte Tatsache, dass Totholz eine wichtige Rolle bei der Verjüngung von Fichten spielt. Dies wurde durch neue Untersuchungen bestätigt (Zielonka & Piatek 2004, Baier et al. 2006, 2007, Zielonka 2006). Über eine etwaige Bedeutung von Totholz für die Bodenvegetation in Buchenwäldern gibt es kaum Untersuchungen. Zukrigl et al. (1963) stellten fest, dass die Artenzahl der Gefäßpflanzen im Urwald pro Aufnahme­fläche meist etwas geringer war, dafür ist die Verteilung mehr mosaikartig als im angrenzenden Wirtschaftswald. Abs et al. (1999) registrierten eine andere Verjüngungs- und Diasporenbankstruktur in einem Eichen-Hainbuchen-Urwald im Vergleich zu einem Wirtschaftswald. Insgesamt dürfte Totholz für die Biodiversität der Gefäßpflanzen kaum eine Rolle spielen.

Abs et al. 1999

Zentrale Fragen der Studie: Vergleich der Vegetation und Bestandesstruktur zwischen Urwald und Wirtschaftswald.

Untersuchungsgebiet und Methoden: Vegetation und Bestandesstruktur wurden in einem urwaldartigen Bereich des Bialowieza-Waldes und einem angrenzenden Wirtschaftswald auf jeweils 100x20 m großen Testflächen erhoben. Die Aufnahmestreifen wurden in Abschnitte unterteilt und kartiert. Der Wald ist ein kontinentaler Eichen-Hainbuchenwald östlich der Verbreitungsgrenze der Rotbuche.

Ergebnisse und Diskussion: Im Urwaldbestand gibt es eine doppelt so hohe Anzahl an Gehölzindividuen als im Wirtschaftswald, außerdem sind die Hauptbaumarten (Hainbuche, Winterlinde und Fichte) im Urwald in allen Höhenklassen vertreten. Der Wirtschaftswald wird von Hainbuche beherrscht. Verjüngung und Sträucher verteilen sich im Urwald deutlich geklumpfter. Im Urwald erreichen 10x so viele Jungbäume die Höhe 20 bis 100 cm. Während im Wirtschaftswald der Bergahorn die meisten Jungpflanzen stellt, ist im Urwald das

Verteilungsmuster viel gleichmäßiger. Totholz ist im Wirtschaftswald praktisch nicht existent, während im Urwald 13,5 fm stehendes und 124 fm liegendes Totholz registriert wurden. Pflanzensoziologisch unterscheiden sich Urwald und Wirtschaftswald fast nicht, außer dass eine Gruppe von forstlichen Störzeigern im Wirtschaftswald praktisch über die ganze Fläche verteilt ist (*Poa trivialis*, *Torilis japonica*, *Juncus effusus* etc.). Störzeiger gibt es zwar auch im Urwald, sind aber lokalisierter und nicht so weit verbreitet. Deutlicher ist der Unterschied hinsichtlich der Zusammensetzung der Diasporenbank. So ist die Zahl der Diasporen im Wirtschaftswald etwa dreimal so hoch, und die Störzeiger treten besonders hervor (*Stellaria media*, *Poa trivialis*, *Juncus effusus*, *Cardamine flexuosa* etc.). In der Diasporenbank werden einmal aufgetretene Störungen längerfristig gespeichert (Diasporenbank = Gedächtnis).

4.6.5. Schnecken

Zwölf relevante Artikel wurden durchgesehen. Davon sind vier rezente Untersuchungen, die einzigen umfassenden Studien über die Bedeutung des Totholzes für Schnecken. Sie wurden in den Jahren 2005 und 2006 in Buchenwäldern Deutschlands und der Slowakei durchgeführt. Alle Arbeiten weisen auf die Wichtigkeit von Totholz als wesentlicher Faktor für die Vielfalt und Individuenzahl der Schnecken hin. Da Schnecken im Gegensatz zu spezialisierten Käfern oder Pilzen das Totholz nicht direkt als Ressource brauchen, müssen indirekte Gründe eine Rolle spielen. Folgende Faktoren werden angeführt: (i) generell eine größere, durch Totholz bedingte Strukturvielfalt, (ii) eine bessere Speicherung der Feuchtigkeit, (iii) eine beim Totholz sich akkumulierende und länger liegenbleibende Laubstreu, und damit (iv) ein gesteigertes Nahrungsangebot für Schnecken. In bodensauren Wäldern kommt noch ein Faktor hinzu: beim Totholz steigen pH- und Calcium-Wert an. Calcium wird von Schnecken essentiell bei Schalenbildung und Reproduktion benötigt.

Die einzige Angabe eines Schwellenwertes stammt von Müller et al. (2005), aus einem bodensauren Buchenwald. Die Autoren konnten einen signifikanten Anstieg der Artenvielfalt der Schnecken bei einem Volumen von mehr als 15 m³/ha stark zersetztem Totholz bzw. bei 40-50 m³/ha Totholz insgesamt feststellen.

Im Experten-Workshop schlug **Heike Kappes** folgende Schnecken als mögliche Zielarten für ein Totholz-Management und –Monitoring vor: Glatte Schließmundschnecke (*Cochlodina laminata*), Riemenschnecke (*Helicodonta* sp.), Maskenschnecke (*Isognomostoma isognomostomos*) und Pilzschneigel (*Malacolimax tenellus*).

Die vier wesentlichsten Studien werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

Kappes 2005

Zentrale Frage der Studie: Beeinflusst Totholz das kleinräumige Verteilungsmuster und den Fortpflanzungserfolg von Schneckenarten des Waldes?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Die Untersuchung fand in einem eng begrenzten Buchenwaldgebiet (nördliche Eifel; 490-510 m Seehöhe; Bodentyp: Rendzina; durchschnittlicher pH-Wert: 6,1; subatlantisches Klima mit ca. 800 mm Niederschlag) statt. Zwei benachbarte, aber unterschiedliche Standorte wurden ausgewählt: eine Plateaulage und ein südwestexponierter Hang, der am oberen Ende einen kleinen Felshang aufweist. Die Buchen waren zwischen 70 und 165 Jahre alt, vereinzelt gab es auch Fichten, Lärchen und Rotföhren. Der Totholzvorrat war mit 3-5 m³ pro ha sehr gering, CWD mit mehr als 20 cm Durchmesser und einer minimalen Länge von 2 m machte nur 1-2 m³ pro ha aus. Es wurden Proben direkt beim Totholz und zum Vergleich in mehr als 5 m Abstand gewonnen.

Wichtigste Ergebnisse: Totholz mit mehr als 20 cm Durchmesser führt direkt und indirekt zu einer größeren Individuendichte und Artenvielfalt bei Schnecken. Im Vergleich zum normalen Waldboden wurden nahe dem Totholz doppelt so viele Individuen gesammelt. Acht Arten sind signifikant mit Totholz korreliert, dagegen zeigt keine einzige Art eine Präferenz für den normalen Waldboden. Auch die durchschnittliche Artenzahl ist beim Totholz höher, wenngleich nicht signifikant (13,5 versus 11). Die Arten, deren Abundanz in absteigender Reihenfolge mit Totholz korrelieren, sind: *Discus rotundatus*, *Carychium tridentatum*, *Monachoides incarnatus*, *Cochlodina laminata*, *Oxychilus cellarius*, *Vitrea crystallina*, *Acanthinula aculeata*, *Cepaea hortensis*. Die Akkumulation von Streu ist größer beim Totholz; die meisten Arten, die mit Totholz korrelieren, sind genauso mit der Mächtigkeit der Streuauflage korreliert. Die Reproduktion von vier Arten weist einen Zusammenhang mit Totholz auf, aber nur bei einer Art (*Carychium tridentatum*) hält dieser Zusammenhang auch statistisch.

Diskussion: Warum ist Totholz für die Schneckenfauna des Buchenwaldes so wichtig?

Verschiedene mögliche Zusammenhänge werden angesprochen: (i) ein besserer Rückhalt der Feuchtigkeit beim Totholz (auch bedingt durch Akkumulation von Laub) und damit ein ausgeglicheneres Mikroklima; (ii) ein besseres Nahrungsangebot: Feuchtes Laub wird von einer Bakterien- und Pilzschicht überzogen und es gibt ein reiches Pilzvorkommen. So frisst der Pilzschneigel (*Malacolimax tenellus*) bevorzugt die Fruchtkörper von Pilzen. Die Mikroflora auf Totholz ist Nahrung für die Gefleckte Schüsselschnecke (*Discus rotundatus*) und Arten der Familie Clausiliidae. Einige Schneckenarten fressen auch totholzbewohnende Larven.

Müller et al. 2005

Zentrale Fragen der Studie: Spielt Totholz in bodensauren Buchenwäldern für die Artenvielfalt und Individuendichte der Schnecken eine Rolle? Kann man Schwellenwerte von Totholz mengen definieren, die schneckenarme und schneckenreiche Wälder unterscheiden?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Bodensaure Buchenwälder (Luzulo-Fagetum und Galio odorati-Fagetum) im nördlichen Steigerwald in Nord-Bayern mit 700-800 mm Niederschlag. In Teilen des Gebietes gibt es schon seit 25 Jahren keine Forstwirtschaft mehr, und bis zu 350 Jahre alte Buchen sind im Bestand zu finden. Ein Gradient von totholzreichen bis totholzarmen Standorten wurde beprobt. Bei der Auswahl der 37 Probeflächen wurde darauf geachtet, nur Standorte mit mittlerer Feuchte zu wählen, da Feuchte ein für die Schnecken wichtiger Faktor ist, dessen Auswirkung aber möglichst konstant gehalten werden sollte. Auf 0,1 ha großen Probeflächen wurde das Totholz mit einem Durchmesser größer 12 cm und die Schneckenfauna erhoben.

Wichtigste Ergebnisse: Sowohl Artenreichtum als auch Individuendichte nehmen mit Bestandsalter, DBH, Anteil von Totholz und Anteil von stark zersetztem Totholz zu. Ein signifikanter Anstieg der Artenvielfalt lässt sich bei einem Totholzvolumen von mehr als 50 m³ pro ha bzw. bei mehr als 15 m³ pro ha stark zersetzten Totholz feststellen. Vergleichende Mikrohabitatanalysen zeigten eine signifikant höhere Artenzahl bei und unter starkem Totholz im Vergleich zur Streuschicht. Ein durchschnittlicher Anstieg des pH-Werts von 4 auf 5 unter bzw. beim Totholz konnte festgestellt werden.

Diskussion: Totholz wird als wichtigster Faktor für die Vielfalt der Schnecken in bodensauren Buchenwäldern erachtet. Sehr wichtig ist die bessere Verfügbarkeit von Calcium beim Totholz. Calcium spielt für Schalenbildung und Reproduktion eine wichtige Rolle.

Kappes et al. 2006

Zentrale Fragen der Studie: Beeinflusst CWD (coarse woody debris) die Individuenzahl und den Artenreichtum von Schnecken unabhängig vom Waldtyp?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Vier Buchenurwälder auf Andesit in der zentralen Slowakei wurden untersucht. Pro Urwald wurden 8 Proben nahe dem CWD (innerhalb von 10 cm) und 8 Proben in einiger Entfernung von CWD (mehr als 2 m entfernt) genommen. Insgesamt also 64 Proben. Verschiedenste Bodenparameter wurden analysiert (v.a. pH, Ca, Mg, K).

Ergebnisse und Diskussion: Auch wenn es deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Schneckengemeinschaft zwischen den 4 Wäldern gibt, so beeinflusst CWD die Schneckenfauna gleichermaßen: signifikant mehr Individuen und Arten wurden in der Nähe des CWD gefunden. Typische Waldarten waren generell häufiger auf Nordost-Hängen. Hier fördert Totholz (und v.a. auch die hier akkumulierte Laubaufgabe) das Vorkommen feuchtigkeitsliebender Arten, wie etwa das der Schlanken Zwergschnecke (*Carychium tridentatum*). Auf den trockeneren SW-Hängen fördert Totholz das Vorkommen von typischen Waldarten. Ohne Totholz dominieren hier sonst euryöke Arten. Totholz hebt den pH- und den Calcium-Wert an. Calcium wird für das Schalenwachstum und für die Reproduktion benötigt. Obwohl es eigentlich keinen Nahrungsengpass in Wäldern gibt, dürfte die Akkumulation von

Streu, Pilzen, Algen, Bakterien und Tieren am und beim Totholz ein wichtiger Faktor für höhere Individuen- und Artendichten der Schnecken sein.

Wörtliches Zitat: "In conclusion, CWD is an important structural element of the primeval forests as it increases habitat heterogeneity on the forest floor. CWD significantly increased snail abundance, species richness and biodiversity. Several environmental conditions such as microclimate, soil quality, and variety of food items may have caused these effects. We assume that CWD will have similar effects in managed forests."

Strätz & Müller 2006

Zentrale Fragen der Studie: Gilt die von Müller et al. (2005) festgestellte Bedeutung von Totholz für Schnecken in bodensauren Buchenwäldern auch in kalkreichen Wäldern mit Rotbuche? Spielt es eine Rolle, ob das Totholz von Nadel- oder Laubbäumen stammt?

Untersuchungsgebiet und Methoden: Die untersuchten Wälder liegen in Unterfranken auf der nördlichen Fränkischen Platte auf 280-340 m Seehöhe. Bodentypen sind Kalkverwitterungslehme und Rendzinen. Es handelt sich um einen stark überprägten Rotbuchenwald. Einerseits wurde lange eine Niederwaldwirtschaft mit Eichen und Hainbuchen betrieben, andererseits wurden Lärchen, Douglasien und Fichten forstlich eingebracht. Die Schneckenfauna von je 30 Nadel- und Laub-Totholzstücken und von 30 Vergleichsproben am Waldboden ohne Totholz (mindestens 2 m Abstand) wurde analysiert.

Ergebnisse und Diskussion: Die Schneckenfauna unter Laub-Totholz ist geringfügig, aber nicht signifikant arten- und individuenreicher als unter Nadel-Totholz. Sehr wohl stark signifikant sind die niedrigeren Arten- und Individuenzahlen in der Streu ohne Totholz! *Daudebardia* spp. und *Macrogastra ventricosa* sind streng an Totholz gebunden, aber auch normale Waldarten sind an und bei Totholz in größeren Arten- und Individuendichten vorhanden. Warum ist Totholz so wichtig? V.a. der zuverlässige Schutz vor dem sommerlichen Austrocknen der Waldböden wird betont. Im Wesentlichen ist es also eine Bestätigung der Studie von Kappes (2005), dass auch in kalkreichen Buchenwäldern CWD von großer Bedeutung ist.

4.6.6. Käfer

Speight (1989) definiert alle Arten, die zumindest für einen Teil ihres Lebenszyklus auf Totholz angewiesen sind, als saproxyl. Richtigerweise müsste man von saproxylbionten Arten sprechen, während xylobionte Arten alle Holzbewohner sind. Schmidl & Bußler (2004) definieren holzbewohnende Käfer wie folgt: „Als xylobionte Käfer definieren wir diejenigen Arten, die sich am oder im Holz jeglicher Zustandsformen und Zerfallsstadien einschließlich der holzbewohnenden Pilze reproduzieren bzw. sich während des überwiegenden Teils ihrer individuellen Lebensspanne dort obligatorisch aufhalten“. Aus dieser Definition ausgeschlossen sind Arten, die Holz nur fakultativ als Unterschlupf oder zur Überwinterung nutzen.

Peterken (1996) nimmt an, dass rund 20% der ursprünglichen Wirbellosenfauna der Wälder Europas sich aus totholzbewohnenden Arten zusammensetzte. Innerhalb der Käfer sind derzeit in Deutschland ca. 1380 Arten (Schmidl & Bußler 2004, Müller et al. 2005, Schmidl 2006) aus 70 Familien obligate Totholzbewohner, das sind rund 25% aller Käferarten, von denen wiederum 60% als gefährdet eingestuft werden (Albrecht 1991, Geiser 1998). Der Anteil holzbewohnender Käfer an der gesamten tierischen Biomasse im Totholz wird auf bis zu 80% geschätzt (Dajoz 1966, cit. in Menke 1995).

Um historische Parameter (wie Faunentradition, Bestandeskontinuität und Waldgeschichte; siehe auch Rauh & Schmitt 1991) eines Bestandes bewerten zu können, werden sogenannte Urwaldreliktarten definiert. Allen Urwaldreliktarten gemeinsam sind folgende Merkmale bzw. Kriterien: (i) reliktäres Vorkommen in Mitteleuropa, (ii) Bindung an Strukturkontinuität bzw. Habitattradition sowie Kontinuität der Alters- und Zerfallsphasen im Bestand, (iii) hohe Ansprüche an Totholzqualitäten und -quantitäten, (iv) Populationen in kultivierten Wäldern sind am Verschwinden oder bereits ausgestorben. Von den ca. 1380 Totholzkäfer-Arten Deutschlands sind 115 Arten Urwaldrelikte verschiedener Kategorien. Von 20 der 115 Urwaldreliktarten aus Deutschland liegen keine rezenten Nachweise mehr vor (Müller et al. 2005).

Die einzelnen Käferarten nutzen das Element Totholz auf verschiedene Weise (für einen Überblick siehe Speight 1989). Hinsichtlich der Nutzung der Ressource Totholz bzw. der Bindung einer Art an Alter, Zersetzungsgrad oder Zersetzungsstrukturen unterscheiden Schmidl & Bußler (2004) fünf Substratgilden: (1) Frischholzbesiedler, (2) Altholzbesiedler, (3) Mulmhöhlenbesiedler, (4) Holzpilzbesiedler, (5) xylobionte Sonderbiologien. Mit Hilfe dieser Substratgilden-Einteilung lassen sich aktuelle waldökologische Parameter eines Bestandes (wie Bestandesreife, Strukturvielfalt, Totholzangebot und Totholzqualitäten) bewerten.

Baumhöhlen entstehen entweder durch Ausfaulen aufgrund der Tätigkeit holzbesiedelnder Pilze (Faulhöhlen) oder durch die Tätigkeit von Vögeln, wie Spechten oder Wiedenmeisen (Spechthöhlen), und werden als bedeutende Kleinstrukturen bewertet (Zahner 1993).

Tatsächlich stellen Höhlen in dicken lebenden Bäumen sehr stabile (Mikro)habitats für Insekten dar und können für manche Käfer über hundert Jahre geeignete Lebensbedingungen bieten (siehe Nilsson & Baranowski 1997). Stehendes und liegendes Totholz hingegen stellt in der Regel einen wesentlich „kurzzeitigeren“ Lebensraum (etwa ein bis 10 Jahre) dar. Nilsson & Baranowski (1994) stellten daher die Hypothese auf, dass Arten, die von dicken, mit Höhlen ausgestatteten Bäumen abhängig sind, eine geringere „Ausbreitungsneigung“ („lower dispersal propensity“) haben als Arten, die von Totholz abhängig sind, und infolgedessen auch mehr

gefährdete, d.h. Rote Liste-Arten aufweisen sollten. Zudem sollten in Urwäldern mit einer kontinuierlichen Habitattradition mehr gefährdete Arten vorkommen als in Wäldern, in denen diese Habitattradition (durch das Entfernen uralter dicker Höhlenbäume) einmal unterbrochen wurde (vor rund 50-100 Jahren). Nilsson & Baranowski (1997) konnten anhand der Käferfauna in Buchen(ur)wäldern ihre Hypothesen betätigen, wonach in Urwäldern aufgrund des Vorhandenseins von dicken Höhlenbäumen 69% der Rote Liste-Arten und 77% der gefährdeten Arten (Kategorien „endangered“ und „vulnerable“) eine höhere Frequenz in den Urwäldern mit einer entsprechenden Habitattradition als in den vor 50-100 Jahren bewirtschafteten alten Wäldern aufwiesen.

Aus der Sicht des Naturschutzes besitzen alte Waldbestände mit mulmhöhlenreichen alten Bäumen mit verschiedenen Verpilzungen und stehendem, starkem Totholz in unterschiedlichem Besonnungsgrad die reichste und wertvollste xylobionte Käferfauna (Schmidl 2006).

Mulmhöhlen sind besondere Baumhöhlen, die über viele Jahre durch Pilzbefall aus kleinen Verletzungen, Astabbrüchen oder Spechthöhlen entstehen. In Mulmhöhlen des Steigerwaldes in Bayern wurden 184 Käferarten nachgewiesen, wobei jede dritte Art mindestens mit dem Eintrag "gefährdet" auf der Roten Liste steht (Jarczabek 2006). Baumhöhlen im Allgemeinen und Mulmhöhlen im Besonderen nehmen eine herausragende Funktion in Waldökosystemen ein. In unseren Buchenwäldern wurden solche Bäume auf Grund ihres äußerst seltenen Vorkommens zu wahren Schatztruhen.

Vergleicht man Urwaldreliktarten und Gesamtarten hinsichtlich ihrer Prozentsätze getrennt nach den 5 Substrattypen (siehe oben), stellt man fest, dass bei den 115 Urwaldreliktarten der Anteil der Mulmbewohner deutlich höher ist als bei allen Arten (Müller et al. 2005). Mulmhöhlenbäume sind ein typisches Strukturmerkmal besonders alter und reifer Wälder. Da ausgereifte Mulmhöhlen für ihre Entstehung viele Jahrzehnte benötigen, sind sie in den meisten Wäldern nur sehr selten zu finden (Jarzabek 2006). Alte Bäume sind ein stabiler Lebensraum, ihre Bewohner zeichnen sich durch geringe Reproduktionsraten und eine geringe Ausbreitungsfähigkeit aus. Bußler (2006) nennt das Beispiel des Eremiten (*Osmoderma eremita*), dessen Generationen einen Einzelbaum oft über Hunderte von Jahren besiedeln. In Bayern gibt es nur noch 10 Gebiete, die zumindest noch Reste einer ursprünglichen Habitattradition aufweisen, von denen lediglich zwei Gebiete alte Hochwälder sind, bei den übrigen Gebieten handelt es sich um Mittel- und Hutewälder sowie alte Parkanlagen (Bußler 2006).

Rauh & Schmitt (1991) stellten bei Untersuchungen in bayrischen Naturwaldreservaten fest, dass der Anteil gefährdeter und anspruchsvoller xylobionter Arten nur dort hoch ist, wo die Wälder eine kontinuierliche Totholztradition aufweisen. Beim Vergleich eines geschützten

Eichen-Hainbuchen-„Urwaldes“ und eines entsprechenden Wirtschaftswaldes in Niedersachsen konnte Menke (1995) von insgesamt 519 xylobionten Käferarten 315 exklusiv im Naturschutzgebiet und nur 48 im Wirtschaftswald nachweisen. Für Menke (1995) unterstreicht dies die Bedeutung des untersuchten Urwaldgebietes (Neuenburger Urwald), das in die Liste der „European forests identified as being of potential international importance by their fauna of saproxylic invertebrates“ (Speight 1989) aufgenommen wurde.

Totholzbesiedelnde Käferarten der FFH-Richtlinie

Im Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie sind acht, auch in Österreich vorkommende xylobionte Käferarten (vgl. Liste in Schmidl & Bußler 2004) angeführt (Paill et al. 2005). Aufgrund ihrer erhöhten Bedrohung sind *Osmoderma eremita* und *Rosalia alpina* überdies als prioritäre Arten (mit * gekennzeichnet) kategorisiert und stehen unter einem nochmals verstärkten Schutz.

1079 *Limoniscus violaceus* (Veilchenblauer Wurzelhalsschnellkäfer)

1083 *Lucanus cervus* (Hirschkäfer)

1084* *Osmoderma eremita* (Juchtenkäfer, Eremit)

1085 *Buprestis splendens* (Goldstreifiger Prachtkäfer)

1086 *Cucujus cinnaberinus* (Scharlachroter Plattkäfer)

1087* *Rosalia alpina* (Alpenbock)

1088 *Cerambyx cerdo* (Großer Eichenbock, Heldbock)

1927 *Stephanopachys substriatus* (Gekörnter Bergwald-Bohrkäfer)

Gemäß der Substratgilden-Einteilung von Schmidl & Bußler (2004) zählen der Goldstreifige Prachtkäfer, der Scharlachrote Plattkäfer, der Große Eichenbock und der Gekörnte Bergwald-Bohrkäfer zu den Frischholzbesiedlern, d.h. ihre Larven benötigen lebende Holzpartien am Baum. Als Altholzbesiedler (neben Altholz wird auch Moderholz und Holzhumus besiedelt) gelten Hirschkäfer und Alpenbock. Der zoophage Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer und der Eremit gehören als Mulmhöhlenbesiedler zur „Aristokratie“ unter den xylobionten Käfern. Für alle genannten Arten wird die zur Bewertung des Erhaltungszustandes notwendige Rote Liste in Österreich als aktualisierungsbedürftig betrachtet (Paill et al. 2005).

Die beiden prioritären Arten – Eremit und Alpenbock – genießen auf EU-Ebene eine besondere Aufmerksamkeit. Der Eremit ist ein bis zu 39 mm großer Rosenkäfer und ein Bewohner voluminöser Mulmhöhlen in alten (Laub)bäumen und auf Lebensräume mit einer ununterbrochenen Habitattradition angewiesen (Ranius & Nilsson 1997, Ranius 2000, 2002). In Mitteleuropa war der Eremit lange Zeit eine ursprüngliche Charakterart der Alters- und Zerfallsphase der Wälder, der nach dem Rückgang dieser Wälder später auf Allee- und

Parkbäume als Sekundärhabitat überwechselte (Ranius & Nilsson 1997, Ranius et al. 2005). In Bayern kommt der Eremit beispielsweise nur noch in 10 Gebieten vor, die allesamt noch Reste einer Habitattradition aufweisen; allerdings sind nur zwei Gebiete alte Hochwälder, bei den übrigen Gebieten handelt es sich um Mittel- und Hutewälder sowie um alte Parkanlagen (Bußler 2006). In Österreich sind historische Nachweise aus allen Bundesländern belegt (Paill et al. 2005). Die aktuelle Bestandssituation wird allerdings als „Besorgnis erregend“ betrachtet (Paill et al. 2005), zumal der Eremit auch nur über ein geringes Dispersionsvermögen verfügt (Ranius & Hedin 2001). Zabransky (1998) konnte den stark gefährdeten Eremiten im Zeitraum zwischen 1985 und 1998 im Wienerwald im Lainzer Tiergarten, insbesondere im Bereich des Johanner Kogels nachweisen. Aktuelle Gefährdungsursachen des Eremiten sind nachwievor der Verlust alter Bäume mit Mulmhöhlen oder Faulstellen (als spätere Mulmhöhlenbäume) und damit einhergehend die Fragmentierung seiner Lebensräume (Ranius 2000, Paill et al. 2005). Auf den Eremit wirken sich insbesondere der Rückgang von Mittel- und Hutewälder und die Rodung totholzreicher, hochstämmiger alter Streuobstwiesen extrem negativ aus (Bußler 2006). Aufgrund der Bevorzugung von Waldrandlagen, Alleen und exponierten Einzelbäumen fallen seine (potenziellen) Brutbäume häufig auch der Verkehrssicherung zum Opfer (Paill et al. 2006).

Der wärmeliebende Alpenbock ist ein bis zu 38 mm großer Bockkäfer, der vornehmlich in sonnenexponierten Buchen- und Bergmischwäldern der montanen bis subalpinen Höhenstufe vorkommt (Paill et al. 2005). In Österreich wurde der Alpenbock bisher in allen Bundesländern mit Ausnahme des Burgenlands nachgewiesen (Paill et al. 2005); einen seiner Hauptvorkommenschwerpunkte hat der Alpenbock im Wienerwald. Als Brutbaum nutzt der Alpenbock überwiegend die Rotbuche. Als Altholzbesiedler benötigt er tote oder sterbende Bäume und Hochstubben zur Entwicklung, aber auch absterbende Teile an lebenden Bäumen als Folge von Rindenschäden oder Sonnenbrand werden genutzt (Duelli & Wermelinger 2005, Paill et al. 2005). Eine Hauptgefährdungsursache war in der Vergangenheit die Umwandlung von Buchenwäldern in Fichtenforste (Duelli & Wermelinger 2005). Besonders schädlich ist die „Fallenwirkung“ von Holz (auch Brennholzklaffer u.ä.), das zur Brutzeit im Wald lagert und dann abgefahren wird (Duelli & Wermelinger 2005). Schutzmaßnahmen wären neben allgemeinen Forderungen, wie die Entwicklung alterstrukturierter Wälder, das Ringeln oder Freistellen (statt der Entnahme) von exponiert stehenden Buchen und das Belassen von durch Sonnenbrand geschädigte Buchen (Altholz, Totholz) und Hochstubben (Paill et al. 2005). In Vorkommensgebieten des Alpenbockes sollte geschlagenes Buchenholz vor Beginn der Brutsaison abgefahren werden oder in einem Mindestabstand von 500 m zu Alpenbock-Brutbäumen, und vorzugsweise schattig gelagert werden, da es dann für den Alpenbock nicht erreichbar und nicht attraktiv ist (Duelli & Wermelinger 2005, Paill et al. 2005).

Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren bzw. Baumeigenschaften und der Totholzkäferfauna

Weiss & Köhler (2005) zeigen Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren bzw.

Baumeigenschaften und der Totholzkäferfauna in einem Buchen-Eichenwald:

Isolation: Je größer die räumliche Isolation der Totbäume ist, desto artenärmer ist die Totholzkäferfauna. Insbesondere signifikant bei gefährdeten Arten, (Alt-)Holz und Mulmkäfern. Mulmkäfer zeigen generell eine geringe Migrationsneigung sowie eine enge Bindung an – in Wirtschaftswäldern sehr seltene – Totholzqualitäten (der Zerfallsphase)

Besonnung: Je höher die Sonneneinstrahlung, desto höher die Anzahl der Holzkäfer i.e.S., die Anzahl der nicht ausgesprochen thermophilen und heliophilen Holzkäfer, sowie die Anzahl der Mulmkäfer. Bei den Mulmkäfern ist aufgrund der Erwärmung eine Erhöhung der Aktivität in tieferen Mulmkörpern anzunehmen. Zudem führt erhöhte Sonneneinstrahlung zu einer schnelleren Austrocknung des Holzes, was in regenreichen Gebieten für viele Mulmkäferarten überlebensnotwendig ist. Aufgrund unterschiedlicher Besonnung unterscheidet sich die Totholzfauna in auf Kahlschlägen zurückgelassenen Hochstümpfen von jener im geschlossenen Wald (Kaila et al. 1997).

Holzvolumen und Zersetzungsgrad: Zusammenhang (positiv, negativ) zwischen Holzvolumen bzw. Zersetzungsgrad und Totholzkäfern lediglich bei den Rindenbewohnern. Grund: In der Studie wurden nur Totstämme mit BHD > 50cm berücksichtigt. Positiv: Mit stärkeren Rindenpartien steigt die Ausdehnung und das Lückensystem, und damit einhergehend wird die mikroklimatische Schwankungsbreite (z.B. Austrocknung) verringert. Negativ: Wo keine Rinde ist, sind auch keine Rindenkäfer! Anzahl der Mulmkäfer steigt mit beginnender (Entfaltung der Pilzflora nimmt zu) und sinkt mit endender Holzzersetzung (Entwicklung der Pilze wird gehemmt)!

Verpilzung: Je höher die Verpilzung, desto mehr steigt die Anzahl der Pilzkäfer und zugleich die Holzzersetzung und damit die Anzahl der Mulmkäfer (siehe oben). Da die meisten Mulmkäfer auch selten sind, erhöht sich mit der Verpilzung auch die Anzahl der seltenen Käfer.

Berindung: Je stärker ein Baum berindet ist, desto mehr xylobionte und insbesondere rinden- und pilzbewohnende Käferarten treten auf. Das Mycel der Konsolenpilze „verklebt“ Holz und Rinde miteinander, wodurch der Abfall der Rinde verzögert wird und sich für viele Xylobionten auch aus anderen Gilden unter der losen Rinde viele Versteckmöglichkeiten ergeben.

Für Elmer (2002) wird die xylobionte Käferfauna in Buchen-Wirtschaftswäldern vor allem durch folgende Faktoren beeinflusst: (1) Alter des Bestandes, (2) Bewirtschaftungsgeschichte, (3) Totholzangebot (z.B. Milieufaktoren, Dimension), (4) Holzpilzdiversität, (5) Baumartenzahl (z.B. hoher Eichenanteil), (6) Grad der Auflichtung (z.B. für Habitatwechsel ist oft eine Kombination von sonnenstandigen Totholzobjekten und blütenreichen Strukturen in der Fläche sehr förderlich), (7) Anzahl hohler Bäume.

Möller (2005) hat die wichtigsten Schlüsselstrukturen für xylobionte Organismen in einer Tabelle zusammengefasst (siehe Tab. 4-3).

Tab. 4-3: Schlüsselstrukturen an lebenden Bäumen mit Beispielen markanter Besiedler; Zahlenwerte in den Klammern beziehen sich auf die Rote Liste Deutschland (aus Möller 2005)

Strukturen	Steckbrief	Beispiele für Zielarten
Blitzrinnen	Durch Blitzschlag verursachte, oft die gesamte Stammlänge durchlaufende, rinnenförmige, nicht selten tiefer in den Splintholzbereich reichende Borkenverletzung. An Eiche Bildung einer charakteristischen, sehr dauerhaften, hart-weißfaulen Splintplatte. Das dahinterliegende Kernholz wird regelmäßig vom Myzel des Schwefelporlings <i>Laetiporus sulphureus</i> durchzogen.	An Eiche Gebänderter Schwarzkäfer <i>Corticus fasciatus</i> (2), Rindenkäfer <i>Colydium filiforme</i> (2), Rindenkäfer <i>Teredus cylindricus</i> (1), Pochkäfer <i>Oligomerus brunneus</i> (3), Pochkäfer <i>Xestobium rufovillosum</i> . An Rotbuche, Ahorn, Pappel z.B. Buchen-Kammkäfer <i>Isorhipis melasoides</i> (2) und mit fortschreitender Verpilzung Kapuziner-Dornhalskäfer <i>Eucnemis capucina</i> (3), Holzrüsselkäfer <i>Rhyncolus reflexus</i> (2), Mattschwarzer Schnellkäfer <i>Megapenthes lugens</i> (1).
Zwieselabrisse	Großflächige Freilegung von Splint-, Reifbzw. Kernholz durch Abriss eines Teilstammes in der Regel bei ungünstigem Verzweigungstyp (Druckzwiesel). Stiel- und Traubeneiche: Siehe Blitzrinnen.	Im Laufe des Holzabbaus z.B. Gäste von Holzameisen wie <i>Lasius brunneus</i> wie der Rippen-Kurzflügler <i>Thoracophorus corticinus</i> (1), der Dornschiene-Rindenkäfer <i>Pycnomerus terebrans</i> (1), Bewohner nährstoffreicher Mulmtaschenkomplexe: Kurzflügelkäfer <i>Hapalaraea pygmaea</i> (3).
Schürfstreifen, Schürfrinnen	Mehr oder weniger großflächige Borkenverletzungen, die z.B. durch umstürzende Nachbarbäume, herabbrechende Starkäste, Holzerntemaßnahmen und Anfahrtschäden entstehen.	An Rotbuche <i>Isorhipis melasoides</i> (2), nach Verpilzung Rothalsiger Scheinbockkäfer <i>Ischnomera sanguinicollis</i> (3), Blauflügeliger Faulholzkäfer <i>Triplax aenea</i> (3), Beulenkopfböck <i>Rhamnusium bicolor</i> (2), Holzrüsselkäfer <i>Cossonus parallelopipedus</i> (3), Schwammkäfer <i>Mycetophagus populi</i> (2).
Starkastaurisse und Teilkronenbrüche	Der Ausriss von Starkästen und der Bruch von Teilkronen bewirken eine oft großflächige Freilegung von Splint-, Reifund Kernholz.	Nach Verpilzung Großer Wespenböck <i>Necydalis major</i> (1), Rothalsiger Scheinbockkäfer <i>Ischnomera sanguinicollis</i> (3), Pilz-Pflanzenkäfer <i>Mycetochara axillaris</i> (2).
Totastlöcher bzw. Stümpfe	Abgestorbene Starkäste hinterlassen oft nicht überwallbare bzw. auf Dauer vom Baum nicht abschottbare Schwachstellen im Stamm wie dicke Aststümpfe oder größere Astlöcher als Initialen der Großhöhlenbildung.	Rotflügeliger Halsböck <i>Corymbia erythroptera</i> (1), Holzrüsselkäfer wie <i>Stereocorynes truncorum</i> und <i>Phloeophagus lignarius</i> .
Verpilzte Areale, Höhlen, Mulmtaschen in lebenden Kronenästen	Abseits vom Hauptstamm können sich im Starkastbereich der Kronen eine Fülle von Schlüssellebensräumen entwickeln.	Rotgelber Halsböck <i>Pedostrangalia revestita</i> (2), Holzrüsselkäfer <i>Rhyncolus reflexus</i> (2), Großer Goldkäfer <i>Protaetia aeruginosa</i> (1).
Austrocknende und abgestorbene	Abgestorbene Starkäste und Stammteile im Kronenbereich sind Schlüsselhabitate	In Abhängigkeit von Verpilzungsgrad und Gehölzart z.B. Berliner Eckflügel-Prachtkäfer

Kronenteile	besonders wärmeabhängiger und trockenheitsliebender Arten.	<i>Dicerca berolinensis</i> (2), Dunkelflügeliger Holzbohrer <i>Lichenophanes varius</i> (2), Wellenbindiger Eichen-Prachtkäfer <i>Coraebus undatus</i> (2), Tropischer Widderbock <i>Clytus tropicus</i> (2).
Kronenbruch – Ersatzkronenbäume	Nach Kronenbruch Aufrechterhaltung der Stoffströme durch die Bildung regelrechter Ersatzkronen. Großhöhlenbildung ist häufig; Bestehende Höhlen werden durch Neubildung von verpilztem Holz und Mulm unterhalten.	In Abhängigkeit vom Vermorschungsgrad z.B. Eremit <i>Osmoderma eremita</i> (2), Bewohner von Tiernestern wie der Braune Nestkäfer <i>Dreposcia umbrina</i> (2), Gäste der Holzameisen wie der Ameisenkäfer <i>Stenichnus foveola</i> (2).
Risse und Spalten	Risse und Spalten entstehen im lebenden Baum zum Beispiel durch starke Torsions- und Schubkräfte. Sie entwickeln sich oft zu mit Mulm und Nistmaterial angereicherten Hohlstrukturen weiter, die in ihren Habitateigenschaften den Großhöhlen ähneln.	Mulmpflanzenkäfer <i>Allecula morio</i> (3), <i>A. rhenana</i> (2), Sägehörniger Pflanzenkäfer <i>Pseudocistela ceramboides</i> (2), Pelzkäfer <i>Attagenus punctatus</i> (2), Pechbeiniger Mehlkäfer <i>Neatus picipes</i> (1), Zweifleckiger Pflanzenkäfer <i>Mycetochara humeralis</i> (2), bei Holzameisen der Schimmelkäfer <i>Cryptophagus quercinus</i> (1).
Schwarz- und Grünspechthöhlen	Wachsende Artenvielfalt durch Entwicklungsprozesse, die von Holzpilzen, nagenden Insektenarten und Nachnutzern getragen werden (Großhöhlen).	Großer Goldkäfer <i>Protaetia aeruginosa</i> (1), Marmorierter Goldkäfer <i>P. lugubris</i> (2), Nest-Stutzkäfer <i>Gnathoncus nidorum</i> (2), Speckkäfer <i>Dermestes bicolor</i> .
Großhöhlen	Durch Alterungsprozesse struktureich gegliederte Hohlräume. Die Hauptkomponenten des typischen, viele Liter bis Kubikmeter umfassenden Habitatsystems sind verpilzte Innenwände mit Gradienten der Holzersetzung und des Feuchtegehaltes sowie umfangreiche, kleinklimatisch differenzierte Mulmkörper. Wegen des kontinuierlichen Nährstoff-, Feuchte- und Substratnachschiebs durch intakte Assimilat- und Transpirationsströme bzw. Wachstumsprozesse sind Höhlen in lebenden Bäumen erheblich artenreicher und dauerhafter, als solche des stehenden Totholzes.	Eremit <i>Osmoderma eremita</i> (2), Megerles Schnellkäfer <i>Brachygonus megerlei</i> (2), Lappenfuß-Schnellkäfer <i>Podeonius acuticornis</i> (1), Feuerschmied <i>Elater ferrugineus</i> (2), Rosenhauers Schnellkäfer <i>Crepidophorus mutilatus</i> (2), Mattschwarzer Mehlkäfer <i>Tenebrio opacus</i> (2). Spezialfall Höhlen im Stammfuß mit Mulmkörper und Bodenkontakt: Veilchenblauer Wurzelhals-Schnellkäfer <i>Limoniscus violaceus</i> (1), Bluthals-Schnellkäfer <i>Ischnodes sanguinicollis</i> (1), Kurzflügelkäfer <i>Hesperus rufipennis</i> (2).
Liegende, unzersägte Kronen bzw. umfangreichere Kronenteile	Unzersägte (!) Astbereiche der Baumkronen. Sie bilden mit den oberen Stammteilen bzw. Starkästen mikroklimatische Einheiten bzw. fließende Übergänge; Der Wasserhaushalt des Astwerks wird durch das angrenzende Stammholz wesentlich beeinflusst. Ferner sorgen die Stammteile	Schwarzblauer Dusterkäfer <i>Melandrya caraboides</i> (3), Gelbhörniger Dusterkäfer <i>Melandrya barbata</i> (2), Schwarzer Dusterkäfer <i>Melandrya dubia</i> (2), Kraußens Bastplattkäfer <i>Laemophloeus kraussi</i> (3), Rotfüßiger Dusterkäfer <i>Phloiotrya rufipes</i> (3), Vaudouers Dusterkäfer <i>Phloiotrya vaudoueri</i> (2), Stutzkäfer <i>Platysoma ompressum</i> ,

	bzw. Starkäste dafür, dass ein größerer Teil des Astwerkes aufragt und dem unmittelbaren Einfluss der Bodenfeuchte entzogen bleibt.	Rotflügeliger Hakenhals-Schnellkäfer <i>Denticollis rubens</i> (2).
Liegende, unzersägte Stämme, große Stammstücke bzw. Stammteile und Starkäste von Kronen	Das zusammenhängende Volumen unzersägter Stämme, großer Stammteile und Starkäste bewirkt in Bezug auf das Ansiedlungspotenzial holzbewohnender Pilze und Insekten mikroklimatisch günstige Eigenschaften. Das häufig zu beobachtende Zerkleinern in Stammrollen und Astsegmente führt zu starken Schwankungen von Feuchtigkeitsgehalt und Temperatur, die die Eignung als Lebensraum anspruchsvoller Holzbewohner stark vermindern.	Blauer Laufkäfer <i>Carabus intricatus</i> (3), Kleinster Stutzkäfer <i>Acrilus minutus</i> (3), Schnellkäfer <i>Ampedus erythrogonus</i> (3), Schnellkäfer <i>Ampedus nigerrimus</i> (3), Zinnoberroter Schnellkäfer <i>Ampedus cinnabarinus</i> (3), Großzahnkäfer <i>Prostomis mandibularis</i> (1), Rindenschrüter <i>Ceruchus chrysomelinus</i> (2), Rostroter Rindenkäfer <i>Philothermus evanescens</i> (1), Tasterkäfer <i>Plectrophloeus nubigena</i> (3).
Stehendes Totholz starker Dimensionen	In Abhängigkeit von der Art der Pilzbesiedlung, der Ausgangssituation und des Zersetzungsgrades ergibt sich eine breite Palette verschiedener Lebensraumangebote.	Rothalsiger Baumschwammkäfer <i>Mycetophagus fulvicollis</i> (2), Pilz-Flachkäfer <i>Thymalus limbatus</i> (3), Glänzend-schwarzer Schnellkäfer <i>Procaerus tibialis</i> (2), Mulm-Zwergstutzkäfer <i>Aeletes atomarius</i> (1), Kleiner Kugel-Stutzkäfer <i>Abraeus parvulus</i> (2).

Bedeutung von Unterwuchs für xylobionte Käfer

Totholzbewohnende Käfer nutzen stehendes und liegendes Totholz. Hölling (2000) konnte zeigen, dass abgesehen vom Totholz auch andere Bestandesstrukturen die Totholzzönose beeinflussen. Dazu zählt insbesondere der pflanzliche Unterwuchs und die damit verbundene Strukturvielfalt eines Waldökosystems. Unterwuchs wirkt sich positiv auf die Totholzkäferzönosen aus, insbesondere auf jene Arten mit geringem Ausbreitungsvermögen, die ein direktes Nebeneinander von Totholz und Blütenangebot für ihre Entwicklung benötigen. Der Unterwuchs beeinflusst auch das Mikroklima in Bodennähe, wo im Wirtschaftswald das meiste anfallende Totholz zu finden ist. Das Mikroklima wiederum ist ein wichtiger Faktor bei der Totholzzersetzung und damit in weiterer Folge für die Entwicklung der xylobionten Käferlarven, insbesondere jener, die auf feuchte Milieubedingungen angewiesen sind. Umgekehrt sind in Unterwuchs-freien Standorten eher Käferarten mit Präferenz für trockenere Holzersetzung anzutreffen. Aus forsthygienischer Sicht ist anzumerken, dass in Beständen mit Unterwuchs weniger xylobionte „Forstschädlinge“ vorkommen als auf Standorten ohne Unterwuchs, was auf die höhere Zahl von Forstschädlings-Prädatoren zurückzuführen ist. Auch hier erweist sich der pflanzliche Unterwuchs als bedeutsam für die forstlichen Praxis.

Landschaftsökologische Aspekte

Xylobionte Käfer gehören zu der am meisten gefährdeten Tiergruppe in Europa (Speight 1989). Totholzangel in Wirtschaftswäldern führte dazu, dass viele dieser gefährdeten Arten nur noch mit isolierten Populationen vertreten sind (Schiegg 1999). Da besonders die anspruchsvollen Totholzkäfer an stabile Verhältnisse (von Urwäldern) angepasst, und daher nur schlecht mobil sind, sind sie nicht nur durch den Verlust ihrer Lebensräume, sondern auch von den Folgen der Habitatfragmentierung betroffen. Bereits einzelne Dürrlinge oder Totholzstücke stellen Habitatsinseln für xylobionte Käfer dar, wobei die „Inselgröße“ vom Totholzvolumen und die „Inselfragmentierung“ von der Distanz zum nächsten Totholzstück abhängt (Schiegg 1999). In einem Wirtschaftswald in der Schweiz mit überdurchschnittlichem Totholzvorrat konnte Schiegg (2000a,b) zeigen, dass weniger die vorhandene Totholzmenge als vielmehr die Vernetzung von Totholzstücken die Artenzahl und Diversität der Totholzinsekten beeinflusst. An der Buche konnte Schiegg (2001) nachweisen, dass sich in toten Buchenästen fast doppelt so viele Arten entwickelten als in toten Buchenstämmen, was auf die rissige und rauhe Borke der Äste (und damit höherer Mikrohabitatvielfalt) im Vergleich zur glatten Borke der Stämme zurückzuführen ist (siehe oben). Ein anderer Grund könnte das Fehlen von (im Gebiet bereits ausgestorbenen) Arten sein, die auf stark dimensioniertes Holz spezialisiert sind.

4.6.7. Vögel

Nach einer Experteneinschätzung von Franz et al. (2006) sind von den etwa 100 mitteleuropäischen waldbewohnenden Vogelarten mindestens zwei Drittel auf Totholz angewiesen. Totholz ist für Vögel 1) Nahrungsbiotop (v.a. Arthropoden in und an Totholz), 2) Brutraum bzw. Schlafplatz und Versteck (Höhlen, lose Rinde) sowie 3) Singwarte, Balz- und Trommelplatz. Das **Gesamtgebiet des Wienerwaldes** weist inklusive unregelmäßiger Brutvögel rund 128 Vogelarten auf (Zuna-Kratky 1994; kommentierte Liste bei Berg & Zuna-Kratky 1992 inklusive ausgestorbener Arten; vgl. auch ARGE Wienerwald 2002), von denen nach einer ersten Einschätzung mindestens 72 Arten (56,3 %) direkt (Totholznutzung) und/oder indirekt (Lichtungsbildung, innere Waldränder, Flug- und Jagdmöglichkeiten) von Totholzstrukturen profitieren (Tab. 4-4). Für mindestens 28 Vogelarten (23,3 %) ist Totholz im Wienerwald von essentieller Bedeutung. Unter diesen sind zahlreiche gefährdete Arten (Tab. 4-4).

Tab. 4-4: Brutvogelarten des Wienerwaldes, für die Totholz von direkter oder indirekter Bedeutung oder sogar von essentieller Bedeutung ist. Einige Arten wie z. B. Graureiher, Waldschnepfe, Sperlingskauz, Rauhußkauz, Wiedehopf, Dreizehenspecht oder Trauerschnäpper haben nur sehr lokale oder unregelmäßige Brutvorkommen (vgl. Liste der Brutvögel bei Berg & Zuna-Kratky 1992). Angegeben ist außerdem, ob die Art im Anhang 1 der EU-Vogelschutzrichtlinie steht, sowie der Status in der Roten Liste der Brutvögel Österreichs (Frühauf 2005): EN = stark gefährdet, VU = gefährdet, NT = Gefährdung droht und LC = nicht gefährdet.

Vogelart Deutsch	Vogelart Wissenschaftlich	Anhang 1	Rote Liste	Totholz hat Bedeutung	Totholz hat essentielle Bedeutung
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	nein	NT	x	
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	ja	NT	x	
Mandarinente	<i>Aix galericulata</i>	nein		x	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	nein	LC	x	
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	ja	NT	x	
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	nein	NT	x	
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	nein	LC	x	
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	nein	LC	x	
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	nein	LC	x	
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	nein	NT	x	
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	ja	NT	x	
Haselhuhn	<i>Bonasa bonasia</i>	ja	VU		x
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	nein	NT	x	
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	nein	NT		x
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	nein	LC	x	
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	nein	LC	x	
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	nein	LC	x	
Uhu	<i>Bubo bubo</i>	ja	NT	x	
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>	ja	LC		x
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>	nein	LC		x
Rauhußkauz	<i>Aegolius funereus</i>	ja	NT		x
Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>	ja	EN	x	
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	ja	VU		x
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	nein	EN		x
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	nein	VU		x
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	ja	NT		x
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	nein	LC		x
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	ja	LC		x
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	nein	LC		x
Blutspecht	<i>Dendrocopos syriacus</i>	ja	LC		x
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	ja	NT		x

Vogelart Deutsch	Vogelart Wissenschaftlich	Anhang 1 Rote Liste	Totholz hat Bedeutung	Totholz hat essentielle Bedeutung
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>	ja	NT	x
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>	nein	NT	x
Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>	ja	LC	x
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	nein	NT	x
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	nein	LC	x
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	nein	LC	x
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	nein	LC	x
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	nein	LC	x
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	nein	LC	x
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	nein	NT	x
Amsel	<i>Turdus merula</i>	nein	LC	x
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	nein	LC	x
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	nein	LC	x
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	nein	LC	x
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nein	LC	x
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	nein	LC	x
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	ja	NT	x
Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	ja	NT	x
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	nein	NT	x
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	nein	LC	x
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	nein	LC	x
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	nein	LC	x
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	nein	LC	x
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	nein	LC	x
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	nein	LC	x
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	nein	LC	x
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	nein	LC	x
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	nein	NT	x
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	nein	LC	x
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	ja	LC	x
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	nein	LC	x
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	nein	LC	x
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	nein	NT	x
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>	nein	LC	x
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	nein	LC	x
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	nein	LC	x
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	nein	LC	x
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	nein	LC	x
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	nein	LC	x

Vogelart Deutsch	Vogelart Wissenschaftlich	Anhang 1 Rote Liste	Totholz hat Bedeutung	Totholz hat essentielle Bedeutung
Girlitz	Serinus serinus	nein	LC	x
Goldammer	Emberiza citrinella	nein	LC	x
72 Arten				28 Arten

Im Folgenden sollen neben einigen allgemeinen Aspekten der Waldvogelwelt die spezielle Bedeutung von Totholz- und Totholzstrukturen (wie z.B. Höhlen) für Vogelarten, speziell in buchen- und eichenreichen Laubwaldgebieten, herausgearbeitet werden.

Zahl der Brutvogelarten in Laubwäldern

Der Wienerwald stellt das größte geschlossene Buchenwaldgebiet Österreichs dar, seine Vogelwelt ist geprägt durch Arten der collinen und montanen Laubwaldstufe (Zuna-Kratky 1994). **Die Gesamtheit der typischen Buchen-, Eichen-Hainbuchen und Eichenwälder des Wienerwaldes** beherbergt etwa 70 bis 75 Brutvogelarten. Müller (2005b) gibt für Buchenwälder des Steigerwaldes in Bayern 53 Vogelarten zur Brutzeit an und Schumacher (2006) führt für Buchenwälder Norddeutschlands 48 Brutvogelarten an. Für britische Wälder gibt Fuller (1995) 49 Vogelarten für hohe geschlossene Wälder und 15 Arten für Buschwerk, Verjüngungsflächen und Aufforstungen an. Dagegen wurden im vielgestaltigen, von Laubwaldgesellschaften (Auwälder, Linden-Hainbuchenwälder) dominierten Urwaldgebiet von Bialowieza in Polen (über einen längeren Zeitraum) insgesamt 107 Brutvogelarten festgestellt, wobei mehr als 50 % der Arten in äußerst geringen Dichten von weniger als drei Brutpaaren pro km² vorkommen (Tomialojc & Wesolowski 1990). Auf ausgewählten Untersuchungsflächen von gesamt 1,9 km² konnten Tomialojc & Wesolowski (2004) in Bialowieza in einer fast 30-jährigen Untersuchung 84 brütende Waldvogelarten (darunter 18 Greifvogel-, 9 Eulen-, 8 Specht- und 18 Zweigsängerarten) nachweisen. Meyer (1998) gibt für die Schweiz 101 Vogelarten für die Gesamtheit aller Wälder an, die immer oder oft im Wald oder am Waldrand brüten. Nach Mosimann et al. (1987) wurden zur Brutzeit in Schweizer Buchenwäldern 51, in Tannen-Buchenwäldern 49 und in Schweizer Eichenwäldern 58 sowie insgesamt in diesen Waldtypen 70 Vogelarten festgestellt. Berg (1997) gibt für die Wald- und Gebüschlandschaften in Niederösterreich 73 autochthone Brutvogelarten an. Aus diesen Zahlen wird ersichtlich, dass die Laubwälder des Wienerwaldes, die zum allergrößten Teil Wirtschaftswälder sind, in ihrer Gesamtheit zu den äußerst artenreichen in Mittel- und Zentraleuropa gehören. Da vor allem im Ostteil des Wienerwaldes oft Buchen- und Eichenbestände kleinflächig nebeneinander und untermischt vorkommen (vgl. Berg & Zuna-Kratky 1992), ist die getrennte Angabe von Artenzahlen für Buchen- und Eichenwälder hier nicht möglich (und auch kaum sinnvoll).

Publizierte Artenzahlen für die Buchenwälder im Westteil des Wienerwaldes liegen derzeit nicht vor.

Urwald – Naturnähe – Die Bedeutung von Totholz für Vögel

Die Merkmale des Urwaldes sind nach Tomialojc & Wesolowski (2004) nach langjährigen Untersuchungen in Bialowieza (Polen) folgende: besondere Baumhöhen (Fichten oft 55-57 m, andere Baumarten 42-45 m), Vielschichtigkeit der Bestände (bes. Eichen-Hainbuchenwälder erreichen 5 bis 6 Schichten, wobei Einzelfichten um 10-15 m die Baumschicht überragen), hohe Vielfalt der Baum- (26) und Straucharten (55) in allen Altersstufen (mit 400-500 Jahre alten Individuen) und Größen sowie ein hoher Anteil von Totholz und entwurzelten Bäumen (im Durchschnitt 130 m³/ha Totholz im Eichen-Linden-Hainbuchenwald; Wurzelteller v.a. von Fichten erreichen 7,5 m und können 10-20 m lange Wälle bilden). Dies bedingt, wie schon oben erläutert, einen hohen Reichtum an Brutvögeln (wobei allerdings in letzter Zeit nach Tomialojc & Wesolowski 2004 sowie Wesolowski et al. 2005 das Gesamtgebiet von Bialowieza auch starken forstlichen Eingriffen unterlag und dramatische Habitatverluste für totholzgebundene Arten wie Weißrückenspecht und Dreizehenspecht zu verzeichnen waren).

Als Merkmale von Naturnähe im Wald werden von Scherzinger & Schumacher (2004) angegeben: Altbestände, Uralt-Bäume, Langzeit-Konstanz, Totholz, standortheimische Baumarten und Entwicklungsdynamik. Hierbei sind Qualität und Quantität des Totholzes ein elementarer Faktor für die Artenzusammensetzung und Abundanz der Brutvogelgemeinschaft des Waldes. Größte Bedeutung hat stehendes Totholz, aber auch liegendes Totholz ist z. B. für die Nahrungssuche und den Nestbau von Bedeutung. Scherzinger & Schumacher (2004) führen fünf für die Vogelwelt besonders bedeutende Totholzparameter an: Trommel-Resonanzholz, Totholz für den Höhlenbau, snags – Dürrlinge, Hochstubben – Bruchstämme und Lagerholz/Moderholz. Alle treten im Wirtschaftswald gegenüber dem Naturwald gemindert auf. Die Autoren fassen 18 natürliche und drei anthropogene Qualitätsmerkmale von Totholzstrukturen für Vögel und andere Organismen zusammen. Auf Totholz besonders angewiesen sind Spechte (siehe unten). Mit steigendem Totholzanteil nimmt zunächst die Siedlungsdichte von holzbewohnenden Vogelarten zu, insbesondere bei Spechten. Bestände mit einem Übermaß an Totholz sind allerdings als Lebensraum nicht mehr geeignet, wenn die Deckung zum Mangelfaktor wird. Von besonderer Bedeutung sind Baumruinen und Baumstümpfe, sogenannte „snags“, die besonders für höhlenbrütende Vogelarten dichtebestimmend sein können. Neben dicken Totholzstämmen hat auch schwaches Totholz, etwa für die Nahrungssuche des Weißrückenspechtes (Frank 2002) oder Grauspechtes (Utschik 1991), hohe Bedeutung. Auch geschwächtes, noch nicht totes Holz, wie z. B. das von pilzbesiedelten Bäumen, hat für Spechte große Bedeutung. Oft sind Spechthöhlen direkt unter den Konsolen des Zunderschwammes zu finden (Scherzinger & Schumacher 2004).

Eine Besonderheit der Spechte ist das Trommeln zur innerartlichen Kommunikation (hochformalisiertes Klopfen; artspezifische Trommelwirbel). Nahezu alle Spechtarten trommeln, um ihr Revier abzugrenzen und um auf sich aufmerksam zu machen. Als Klangkörper dienen Strukturen mit guten Resonanzeigenschaften, und das sind im Wald Totholzstrukturen vom starken Ast im Kronenbereich bis hin zum komplett abgestorbenen Baum (Blume 1993, 1996, Scherzinger & Schumacher 2004, Franz et al. 2006). Geeignete Trommelstrukturen sind oft selten und können von verschiedenen Spechtarten über Jahre oder sogar Jahrzehnte gemeinsam genutzt werden (Blume 1996).

Spechte haben eine große Bedeutung als Höhlenlieferanten. Generell haben Spechte eine Schlüsselfunktion in Waldökosystemen, die Blume (1993) in der Höhlenanlage, der Hacktätigkeit (v.a. an Totholz, liegenden Stämmen und an Stubben) und dem Entrinden von Bäumen sieht. Zahlreiche Wirbellose und Wirbeltiere hängen davon ab, bzw. schaffen ihnen die Spechte erst eine Zugangsmöglichkeit. Ständig auf Totholz angewiesen sind Schwarzspecht, Grauspecht, Weißrückenspecht und Dreizehenspecht, saisonal und regional unterschiedlich dagegen Grünspecht, Buntspecht, Blutspecht, Mittelspecht und Kleinspecht (Blume 1993).

Alte hohle Bäume mit geräumigen ausgefüllten Höhlen und Totholz mit Spechthöhlen haben auch eine Bedeutung für Eulen als Schlaf- und Ruheplätze sowie als Bruthöhlen. Umgestürzte Bäume bereichern als Lager- oder Moderholz die Lebensraumvielfalt für Beutetiere der Eulen wie Nager, große Käfer oder Regenwürmer (Scherzinger 2004). Hirschkäfer können z.B. in Eichenwaldgebieten Ostösterreichs eine beliebte Beute des Uhus sein (L. Sachslehner, unpubl. Beobachtungen). Dem Sperlingskauz bieten totholzreiche und lückige Althölzer mit Spechthöhlen die besten Voraussetzungen (Scherzinger 2004). Der Rauhußkauz ist durch die Wahl von Schwarzspechthöhlen als Bruthöhlen von dieser Spechtart und somit auch von hochstämmigem Altholz und Totholz abhängig (Scherzinger 2004).

Neben dem Sperlingskauz und Rauhußkauz existiert eine große Zahl von sekundären Höhlen- und Halbhöhlenbrütern bzw. Baumnischenbrütern, die von einem hohen Totholz- und somit Spechthöhlen- und Faulhöhlenangebot profitieren. Neben klassischen Höhlenbrütern können bei geeigneten Strukturen auch üblicherweise boden- oder freibrütende Vogelarten zu Halbhöhlen- oder Höhlenbrütern werden (Tomialojc & Wesolowski 1990, Scherzinger & Schumacher 2004). Zum Beispiel konnte Sachslehner (1992) im Lainzer Tiergarten eine Rotkehlchen-Brut an einem toten Buchenstumpf in drei Meter Höhe vorfinden. Generell spielt in Naturwäldern die autogene Höhlenbildung eine weit größere Rolle als in bewirtschafteten Wäldern (Wesolowski 1989, Tomialojc & Wesolowski 1990, Scherzinger & Schumacher 2004, Sachslehner 1995a). In den Waldflächen des Lainzer Tiergartens steigt die Anzahl der Höhlen

mit dem Bestandsalter (Sachslehner 1992 und 1995a). Besonders an Baumstümpfen häufen sich die Höhlen mit bis zu 14 vorgefundenen Höhlen besonders stark, durchschnittlich wurden 1,9 Höhlen pro Höhlenbaum festgestellt (Sachslehner 1995a). Immer wieder stellte sich in Studien heraus, dass mit zunehmendem Anteil von Dürholz und Totholz die Dichte der höhlen- und nischenbrütenden Vogelarten zunimmt. Luder et al. (1983) ermittelten in Eichenwäldern der Nordostschweiz sogar eine lineare positive Korrelation der Revierzahl der Höhlen- und Nischenbrüter mit dem prozentualen Anteil der Dürholzbäume (Bäume, deren Krone zu mehr als 20 % abgestorben ist) an der gesamten Stammzahl. Auch Sandström (1992) kam beim Vergleich schwedischer Natur- und Wirtschaftswälder zu dem Ergebnis, dass das Vorhandensein von absterbendem und totem Holz die Dichte der Höhlenbrüter bestimmt. In der Untersuchung zeigte sich selbst in der Artenzahl der Höhlenbrüter ein gravierender Unterschied zwischen Naturwäldern (14 Arten) und Wirtschaftswäldern (8 Arten). Schließlich zeigen zahlreiche Untersuchungen aus unbewirtschafteten naturnahen Wäldern oder Urwäldern, dass dort Höhlenbrüterarten, die in (intensiveren) Wirtschaftswäldern selten sind oder fehlen, eine große Häufigkeit oder sogar Dominanz erreichen (z. B. Frank 2002, 2003 für Spechte, Sachslehner 1995a sowie Walankiewicz & Czeszczewik 2006 für den Halsbandschnäpper; Tomialojc & Wesolowski 1994 für Bialowieza).

Die Angaben zur Höhlendichte pro ha schwanken in der Literatur von 1 bis 60 Höhlen pro ha (Weggler & Aschwanden 1999). Im Lainzer Tiergarten wurden in 105- bis 130-jährigen Beständen ein Angebot sichtbarer Höhlen von rund 50/ha errechnet, für 170-jährige Waldteile bis zu 92 Höhlen pro ha (Sachslehner 1995a). In Schweden weisen Naturwälder 2,8 mal mehr Höhlen auf als Wirtschaftswälder (Sandström 1992). Nach Weggler & Aschwanden (1999) gingen in einem bewirtschafteten, großteils >80 bis >120-jährigen Buchenmischwald in der Schweiz durchschnittlich 6 % der Baumhöhlen jährlich verloren (davon zwei Drittel durch natürliche Ursachen), der Verlust wurde aber durch Neubauten im Laufe der Zeit wieder ausgeglichen. Durch forstliche Maßnahmen gingen vor allem Baumhöhlen in lebenden Bäumen bzw. Baumteilen verloren. Die Spechthöhlen fanden sich bei Ausklammerung des Schwarzspechts zu 32 % (n = 389) in Tot- oder Dürholz. Während Schwarzspechthöhlen mit 2,9 Höhlen pro (lebendem) Höhlenbaum stark akkumuliert waren, traten die anderen Spechthöhlen mit durchschnittlich 1,5 Höhlen pro Höhlenbaum auf (Weggler & Aschwanden 1999). Lang & Rost (1990) sprechen im Zusammenhang mit dem geklumpten Auftreten von Höhlen, speziell beim Schwarzspecht, von Höhlenzentren (bis zu 15 Schwarzspecht-Höhlen pro Zentrum in 120-180-jährigen Buchenaltholzbeständen). Die Mehrzahl der in einem Revier vorhandenen Höhlen wird dabei von den Spechten selbst nicht genutzt und steht anderen Tierarten zur Verfügung (Lang & Rost 1990).

Totholz schafft etwa auch für das Haselhuhn und andere Hühnervögel günstige Habitatstrukturen (Scherzinger & Schumacher 2004, Meyer 1998). Großvögel (Schwarzstorch, Adlerarten) benötigen in der Regel weitläufige (> 100 ha) störungsarme Altholzbestände mit großkronigen Bäumen und Gewässer in deren Nachbarschaft (Scherzinger & Schumacher 2004, Frank & Berg 2001). Greifvögeln dienen Totbäume und Dürrlinge als Beobachtungspunkte und Ansitze. Durch absterbende Bäume und Totholz entstehen auf der anderen Seite auch innere Waldränder und Lichtungen, die sich positiv auf die avifaunistische Diversität auswirken, indem Waldlücken- und Waldrandarten einwandern und jagen können (Scherzinger & Schumacher 2004). Selbst feine Zweige können als Totholzstruktur am Boden die Nestanlage von Bodenbrütern wie dem Waldlaubsänger begünstigen (L. Sachslehner, unpubl. Beobachtungen). Selbstverständlich dienen vielen in Bäumen und Sträuchern freibrütenden Vogelarten (u.a. Greifvögel, Drosseln, Krähen) Zweige und Äste von absterbenden oder abgestorbenen Bäumen als Nistmaterial. Der Zaunkönig bevorzugt innerhalb von Buchenwäldern Teilflächen mit liegendem Totholz und Wurzelstümpfen, die wichtige Faktoren für Brut und Nahrungssuche sind (Müller 2005b, Scherzinger & Schumacher 2004). Nach Utschick (1991) – einer oft zitierten Arbeit – ist es für Vögel wichtig, dass Totholz in möglichst starken Dimensionen entsteht, nur im Kronenbereich bricht, lange Sterbephasen durchmacht und dabei möglichst lange stehen bleibt. Laubholz ist hierbei wertvoller als Nadelholz. In der Untersuchung von Utschick (1991) in einem fichtendominierten Waldgebiet Deutschlands machten Laubhölzer nur 3% des Bestandes aus, bildeten aber über 20% des Starktotholzes. Von 40 Vogelarten im Testgebiet reagierten nach Angaben des Autors 26 (65%) positiv auf die geringen Totholzdichten von 3 fm/ha im Gebiet.

Da Eichen abgestorbene Äste wesentlich langsamer verlieren als Rotbuchen, finden sich selbst an vitalen Eichen mehr Totholzstrukturen und damit Insekten als an vergleichbaren Buchen. Da des weiteren Eichen durch ihre grobe Borke generell Stammabsuchern bessere Nahrungserwerbsmöglichkeiten bieten als Buchen (unter 200 Jahren), reagieren viele Vogelarten auch auf Eichenbeteiligung im Buchensbestand positiv (Müller 2005b). Selbst einzelne Eichen in Buchenbeständen werden von Stammkletterern bevorzugt (Hertel 2003). Auch für Wirtschaftswälder aus dem Wienerwald liegen für Bunt- und Mittelspecht sowie Kleiber und Baumläufer diesbezügliche Ergebnisse einer Eichenpräferenz vor (Schmalzer 1990, Michalek et al. 2001; J. Frühauf im Experten-Workshop). Auch für den Halsbandschnäpper spielen einzelne Eichen in Buchenbeständen eine positive Rolle, vor allem hinsichtlich Nahrungsangebot und Jagdmöglichkeiten (Sachslehner, unpubl. Beobachtungen). Auf der anderen Seite konnte Schmalzer (1990) im Wienerwald für Kleiber (Abb. 4-3), Buntspecht (Abb. 4-4) und Mittelspecht (Abb. 4-5) eine zunehmende Totholznutzung bei abnehmender Habitatqualität bzw. Siedlungsdichte zeigen.

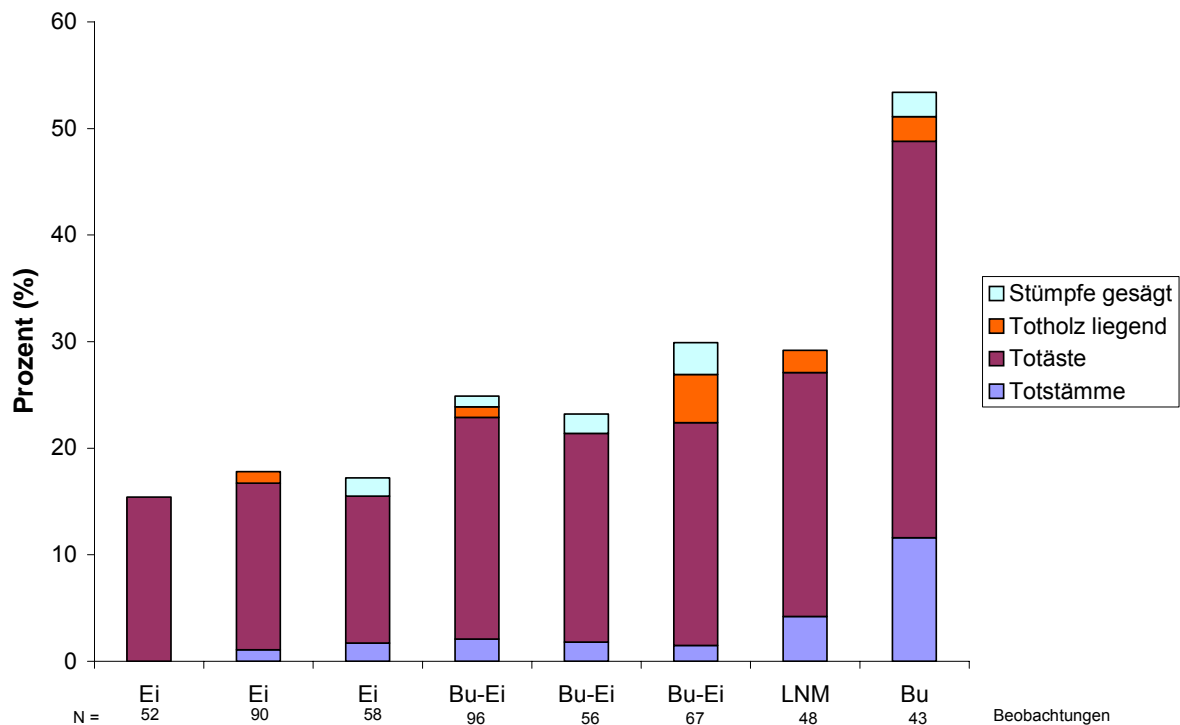


Abb. 4-3: Totholznutzung Nahrung suchender Kleiber in Prozent der Gesamtnutzung (der Rest auf 100 % ist die Nutzung von lebenden Baumstrukturen) auf acht Probeflächen am Gallitzinberg, Wienerwald, für drei Eichenbestände, drei Buchen-Eichenmischwälder, einen Laub-Nadelmischwald und einen Buchenbestand (jeweils Wirtschaftswälder ≥ 120 Jahre; 5,2 bis 9,6 % der Bäume abgestorben). Die Anzahl der zugrunde liegenden Beobachtungen ist unter der x-Achse angegeben. Die Waldflächen sind nach abnehmender Siedlungsdichte bzw. Habitatqualität von links nach rechts angeordnet. Es zeigt sich bei sinkender Habitatqualität und Siedlungsdichte eine zunehmende Bedeutung von Totästen und toten Stämmen sowie liegendem Totholz und Stümpfen. In allen Beständen wurde eine Gesamtotholznutzung des Kleibers von über 15 % festgestellt. Erstellt nach Daten von Schmalzer (1990).

Nicht alle Vogelarten, die Totholz nutzen, hängen immer in eindeutiger Weise vom Totholzangebot ab. So konnten etwa Müller (2005b) und Schumacher (2006) in deutschen Buchenwäldern keine Korrelation zwischen Meisenpopulationen und Totholz feststellen. Dagegen zeigte sich in einer dänischen Untersuchung, dass im Winter Meisenarten nebst Kleiber, Waldbaumläufer und Buntspecht in totholzreichen unbewirtschafteten Waldflächen deutlich häufiger angetroffen wurden als in bewirtschafteten Wäldern mit Totholzmangel (Bursell 2002). Naef-Daenzer & Blattner (1989) ermittelten auch zur Brutzeit für Kohlmeise, Blaumeise und Buchfink in einer Untersuchung eichenreicher Laubmischwälder der Region Basel einen signifikant positiven Einfluss von Totholz (liegend und/oder stehend) auf die Individuendichte.

Es sind daher nur wenige anspruchsvolle Vogelarten mit einer hohen Abhängigkeit von Totholz und Totästen als tatsächliche Indikatoren und/oder als Zielarten einer biodiversitätssichernden Waldnutzung tauglich. Gleichzeitig sind dies Arten, die einen hohen Grad an Naturnähe anzeigen.

In Wäldern als Standvögel ganzjährig anwesend und überwiegend auf Biomasse von im toten Holz lebenden Insekten (v.a. Käfern) angewiesen sind etwa Mittelspecht, Weißrückenspecht und Grauspecht (Hertel 2003, Frank 2002, Müller 2005b). Ganz besonders gilt das für das Winterhalbjahr, wenn sich in den unbelaubten Wäldern das Arthropodenangebot auf Boden, Moosbewuchs und eben Totholz beschränkt. Ein Mangel an Totholz in Wäldern wird daher zum ausschließenden Kriterium für diese und andere Spechtarten (Müller 2005a,b).

Waldvogelarten als Indikator- und Zielarten (für Totholz-Management)

Generell gelten Spechte als hervorragende Indikatoren für die Qualität von Waldlebensräumen, insbesondere durch ihre Bindung an Alt- und Totholz und ihre Funktion als Höhlenbauer, wengleich sie in Katastrophensituationen (absterbende Bestände) ihre Indikatoreignung einbüßen können (Scherzinger 1998). Zum Beispiel konnten Mikusinki et al. (2001) für Polen zeigen, dass der Artenreichtum der Spechte mit der Anzahl der anderen Waldvogelarten positiv korreliert. Eine Analyse für nordeuropäische Wälder in Schweden, Litauen und Polen (Roberge & Angelstam 2006) hat auf Basis von 100 ha-Landschaftseinheiten als beste überregionale Indikatorarten in Laubwäldern den Mittelspecht und den Kleinspecht ergeben. Beide Arten sind in hohem Maße auf Totholz angewiesen. Vorkommen dieser Spechtarten zeigen auch vergleichsweise hohe Dichten der meisten Begleitvogelarten an. In Gebieten, wo der Weißrückenspecht vorkommt (z. B. Polen), ist auch diese Spechtart eine ausgezeichnete Indikatorart, die insbesondere auch auf eine große Menge Totholz angewiesen ist. In Nadelwäldern erwies sich der Dreizehenspecht als bester Indikator (Bütler et al. 2004). In Eichenwäldern Frankens in Bayern ergaben sich als besondere Indikator- und Zielarten hinsichtlich des Naturschutzes Mittelspecht und Halsbandschnäpper (Müller 2005a). Für den Halsbandschnäpper wurde festgestellt, dass er besonders in Wäldern mit einem hohen Anteil von Totästen in lebenden Eichen vorkommt. In bayerischen Buchenwäldern des Steigerwaldes ermittelte Müller (2005b) als Indikatoren für Kleinhöhlen, stehendes Totholz und Biotopbäume die Vogelarten Halsbandschnäpper, Trauerschnäpper und Zwergschnäpper, während als Indikatoren für alten Buchenwald Mittelspecht und Kleinspecht angeführt werden (wobei es sich nicht um reine Buchenwälder handelt). Südbeck & Flade (2004) bezeichnen den Mittelspecht als die wohl beste Indikatorart für den Erhaltungszustand mitteleuropäischer Laubwälder, insbesondere Buchen-, Eichen- und Erlenwälder. Durch seine Bindung an alte „reife“ Laubwälder besteht eine Abhängigkeit von nur begrenzt verfügbaren Habitaten, die zudem potenziell durch forstliche Nutzung bedroht sind. Gerade in Buchenwäldern erreicht er sein

Optimum erst bei einem Bestandsalter >200 Jahre, welches jenseits des heute gängigen Nutzungszeitpunktes liegt. Die zukünftige Bestandsentwicklung des Mittelspechts kann daher als Gradmesser für die ökologische Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft angesehen werden (Südbeck & Flade 2004).

Experten-Workshop

Im Rahmen des ersten Expertentreffens wurden als besonders geeignete Zielarten für den Wienerwald von Gabor Wichmann der Weißrückenspecht (für Buchenwälder) und der Mittelspecht (für Eichenwälder) empfohlen. In der Diskussion wurden auch die Arten Halsbandschnäpper, Hohltaube und Zwergschnäpper genannt.

Beim zweiten Expertentreffen schilderte Johannes Frühauf, dass es im Wienerwald (zumindest in Teilen) auffallend hohe Dichten bei Vogelarten gibt, die anderorts als Zielarten Verwendung finden. Als Beispiel nannte er etwa den Halsbandschnäpper. Diese Art, den Mittelspecht und unter Umständen auch den Gartenbaumläufer könnte man als Zielarten in eichenreichen Beständen heranziehen. Generell weisen rauborkige Bäume ein erhöhtes Insektenangebot auf. Bei Buche ist daher das Baumalter entscheidend. Ab einem Alter von etwa 200 Jahren, was natürlich in Wirtschaftswäldern nie erreicht wird, beginnt auch die Borke der Buche stärker rissig zu werden. In diesem Stadium können dann auch Mittelspecht und Gartenbaumläufer Buchenreinbestände nutzen. Mit dem Baumalter des Bestandes korrelieren fast alle anderen für den Vogelartenreichtum wichtigen Faktoren wie etwa die Totholzmenge. Der Weißrückenspecht als Zielart bei Buchenwäldern ist prinzipiell geeignet, nachteilig ist die geringe Dichte dieser Art (für ein Monitoring). Der Schwarzspecht ist teilweise auch geeignet, jedoch besiedelt er auch regelmäßig jüngere Buchenbestände. Die Hohltaube als Zielart hält Johannes Frühauf für weniger geeignet, da sie neben einem Baumhöhlenangebot auch Offenland für die Nahrungssuche benötigt. Große geschlossene Wälder werden daher nur am Rand besiedelt.

Besprechung ausgewählter Vogelarten

Weißrückenspecht

Der Weißrückenspecht kann als Laubwaldspezialist gelten, der seine Insektennahrung in hohem Maße aus absterbenden Holz sowie stehendem und liegendem Totholz bezieht. In Skandinavien (zusammengefasst nach Manton et al. 2005) stellt ein Paar folgende Mindestanforderungen: 50-100 ha Laubwald mit einem Mindestalter von 50-90 Jahren [inklusive Tiefland- bzw. Auwäldern!], wobei eine kritische Schwelle bei 15 % [300 ha] geeignetem Habitat auf 20 km² liegt. Hierbei ist ein hoher Anteil von starkem Totholz notwendig. Die Bestände sollen im Durchschnitt mindestens 15 % des Holzvolumens (ca. 20 m³/ha) in Form von Totholz beinhalten. Für Finnland, wo mit der Schlägerung reifer, totholzreicher Laubwälder die Population des Weißrückenspechts von den späten 1950er Jahren bis in die 1980er Jahre um

mehr als 90 % auf 30 bis 50 Brutpaare zurückging (Virkkala et al. 1993), ergab dementsprechend eine Analyse von Carlson (2000), dass ein besonders rascher Rückgang der Populationsgröße erfolgte, als der Anteil von geeigneten Weißrückenspecht-Wäldern unter 10% fiel. Für Brutreviere des Weißrückenspechts in Norwegen und Schweden ist ein Laubwaldanteil von 75 bzw. 76 % sowie ein durchschnittlicher Anteil toter Bäume von 20 bzw. 24 % charakteristisch (Carlson 2000).

Die beste Studie zum Weißrückenspecht aus Mitteleuropa stammt von **Frank (2002)** aus dem Ötscher-Dürrenstein-Gebiet in Niederösterreich und soll daher hier ausführlich wiedergegeben werden: Nach Frank (2002) ist der Weißrückenspecht die seltenste und am meisten gefährdete Spechtart in Mitteleuropa. Er besiedelt sehr naturnahe Waldbestände mit hohem Anteil an Laub- und Totholz und zeigt eine enge Bindung an abgestorbenes und stark vermorschtes Holz für die Anlage der Bruthöhle. Da er weitgehend auf totholzbewohnende Käferlarven als Hauptbeute spezialisiert ist, ist er vielfach auf Schutzgebiete und forstlich kaum nutzbare Steillagen zurückgedrängt.

Im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet weist der Weißrückenspecht in optimalen Gebieten 2-3 Reviere/100 ha auf, durchschnittlich waren es 1,38 Rev./100 ha. Im Urwald Rothwald ist der Weißrückenspecht mit 9 Rev. (1,3 Rev./100 ha) die häufigste Spechtart, der Buntspecht dagegen mit 5 Rev. (0,7/100 ha) bemerkenswerterweise die seltenste (auch der Dreizehenspecht und der Grauspecht sind häufiger als der Buntspecht)

Weißrückenspechtnachweise gelangen im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet von den Tieflagen (550 m) bis zur Bestandesgrenze der Buche (1320 m). Der Weißrückenspecht wird mit steigender Meereshöhe bis 1200 m immer häufiger. Das vergleichsweise sonnige Standortklima und der hohe Laubholzanteil (Buche, Bergahorn) zwischen 900-1100 m sowie die naturnahen Waldrelikte in dieser Höhenstufe könnten dafür verantwortlich sein. Steile (30-40°) und südlich exponierte Hang- und Schluchtwälder (durchschnittlich 68 % Rotbuche) in mittleren und oberen Hanglagen werden vom Weißrückenspecht bevorzugt (70 % der Nachweise). In Südlagen ist vermutlich auch ein höheres Nahrungsangebot und eine bessere Nahrungserreichbarkeit (Abrutschen der Schneedecke, rascheres Ausapern von liegendem Totholz) gegeben.

Weißrückenspechtwälder weisen ein Bestandsalter von durchschnittlich 195 Jahren auf, wobei der Urwald Rothwald bis 700 Jahre alt ist. Nur 4 % (n = 349) der Weißrückenspecht-Beobachtungen stammen aus Beständen mit weniger als 100 Jahren.

Totholz: Ausreichendes Totholz ist ein entscheidender Faktor für das Vorkommen des Weißrückenspechtes. Es dient als Substrat für totholzbewohnende Käferlarven als Hauptbeute (besonders auch zur Jungenaufzucht), zur Anlage der Bruthöhle sowie als Trommelbaum. Weißrückenspechtreviere weisen im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet an Probepunkten mit 20 m Radius durchschnittlich 7 m³ Totholzvolumen (11 stehende und liegende tote Bäume) auf. Hochgerechnet auf 1 ha ergeben sich 49 Totstämme stehend und 21 Totbäume liegend bzw. 58 m³ Totholzvolumen (davon mehr als 28 m³ stehend) in Weißrückenspecht-Revieren.

Stehendes Totholz: Sowohl die Anzahl der Stämme als auch das Volumen beträgt in Weißrückenspechtrevieren (n = 42) mehr als das doppelte (Buntspecht n = 27). In Buntspechtrevieren ist der Zersetzungsgrad weniger fortgeschritten (55 % Stufe II nach Pfarr 1991: NZ NRW Seminarberichte 10:39-42.), Weißrückenspechtreviere zeichnen sich durch fortgeschrittenen Zersetzungsgrad aus (ein Drittel stark vermorscht, Stufe IV) und 67 % des stehenden Totholzes sind Buchen (Buntspecht 22 % Buchenanteil).

Liegendes Totholz: Die Anzahl der liegenden Stämme innerhalb von Probepunkten mit 20 m Radius betrug in Weißrückenspecht-Revieren 2,6 (n = 42), wobei das liegenden Totholz durchschnittlich 32 cm Durchmesser und einen Zersetzungsgrad von überwiegend II bis III aufwies. Derartiges Totholz wurde auch häufig zur Nahrungssuche genutzt.

Totholz – Nahrungssuche: Der Weißrückenspecht war zu 55 % an Totholz (v.a. Buche) festzustellen, er bevorzugt weiches und modriges Buchentotholz ab 10 cm BHD stehend, sowie liegendes Totholz mit durchschnittlich 38 cm (Zersetzungsgrad II und III; v.a. unter der Borke). Zur Nahrungssuche in buchendominierten Wäldern sind neben Rotbuche im Bezug zum Angebot auch Tanne (vital, Abschuppen der Borke), Esche und Ahorn (vital, Moos- und Flechtenbewuchs!) wichtig, Fichte wird weitgehend gemieden.

Der Weißrückenspecht präferiert im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet geschlossene Wälder, aber auch lichte und lückige Bestände werden genutzt. Offene und gedrängte Bestände meidet der Weißrückenspecht (jungenführend aber auch auf Kahl- und Schirmschlägen; Bruthöhlen mehrheitlich am Bestandesrand, bei einer Brut bis zu 70 % der Nahrungsflüge vor dem Ausfliegen zu Kahlschlägen). Insgesamt zeigt der Weißrückenspecht eine Präferenz (n = 42) für Terminal- (29 %) und Zerfallsphase (40 %). Demgemäß liegen 74 % der Weißrückenspechtnachweise in „unbewirtschafteten“ Wäldern (ohne Stümpfe) mit geringem Zerschneidungsgrad durch Forststraßen.

Bruthöhlen: Von 11 Höhlen legte der Weißrückenspecht 10 in toten Buchen an (9x in stehenden Stümpfe mit Zersetzungsgrad IV; häufig nur ca. 20 cm Durchmesser!), 1 in einer absterbenden Esche. Dagegen wurden Buntspechthöhlen in Laubbäumen mit Zersetzungsstadium II bis III gefunden (Frank 2002). Während im Alpenraum bzw. in Mitteleuropa die Bruthöhlen hauptsächlich in Bergahorn und Buche angelegt werden, spielen in Skandinavien nach einer Übersicht bei Dvorak & Wichmann (2005) Weichhölzer eine große Rolle.

In der Diskussion führt Frank (2002) an: „Im Wienerwald liegt der Vorkommensschwerpunkt des Weißrückenspechtes in weitgehend reinen Buchenhallenbeständen (...), Buchen-Eichenmischwälder werden ebenfalls regelmäßig besiedelt.“

Im Wienerwald ist der limitierende Faktor für das Vorkommen des Weißrückenspechtes ganz klar das Totholz. Der Specht wird nur dort angetroffen, wo es auffälligerweise mehr Totholz gibt, und zwar in Altbeständen, entlang von Gräben und in Hanglagen sowie an nicht aufgearbeiteten Windwurfnestern. Neben stehendem Totholz ist auch hier dickstämmiges liegendes Totholz von großer Bedeutung (Georg Frank, mündl. Mitteilung; vgl. Frank 2003).

Aufgrund seiner Habitatansprüche ist der Weißrückenspecht auch als Zielart des Naturschutzes im Wienerwald ganz besonders geeignet. Hierbei sind die Kenntnisse zur Biologie der Art im Wienerwald künftig noch zu ergänzen. Im Wiener Anteil des Wienerwaldes wurde eine Dichte von 0,09 bis 0,17 Brutpaaren pro 100 ha ermittelt, wobei 1989 der erste Brutnachweis am Johannser Kogel im Lainzer Tiergarten gelang (Dvorak & Wichmann 2005). Seither gelangen auch im Rahmen der Erhebungen zum Brutvogelatlas der Stadt Wien mehrere Nachweise im Wienerwald am westlichen Stadtrand (Wichmann & Dvorak 2003). Im IBA (Important Bird Area) Lainzer Tiergarten bestehen aktuell wahrscheinlich 4 bis 6 Weißrückenspecht-Reviere (Dvorak & Sachslehner in Druck). Im niederösterreichischen Teil des Wienerwaldes zieht sich ein mehr oder weniger geschlossenes Verbreitungsgebiet, am westlichen Stadtrand Wiens beginnend, durch den südlichen Wienerwald und die submontane und montane Stufe des Nordalpenrandes bis ins Ötscher-Dürrenstein-Gebiet (Berg 1997, Dvorak & Wichmann 2005). Innerhalb des abgegrenzten Bereichs ist die Art zwar weit verbreitet, die einzelnen Vorkommen sind jedoch sehr schütter verteilt und daher oft voneinander isoliert. Dvorak & Berg (in Druck) geben für das nö. Vogelschutzgebiet Wienerwald-Thermenregion 20 bis 30 Weißrückenspecht-Brutpaare an. Bereits Zuna-Kratky (1994) gab den Brutbestand für den gesamten Wienerwald mit mindestens 25-35 Brutpaaren an, die sich nach Zuna-Kratky & Berg (1995) auf eine Fläche von ca. 1.000 km² verteilen, wobei die Ergebnisse damals laufender Kartierungen auf einen noch höheren Bestand schließen ließen.

Im Rahmen des ersten Expertentreffens wurde der Weißrückenspecht für Buchenwälder des Wienerwaldes auch von Gabor Wichmann als besonders geeignete Zielart empfohlen. Gabor Wichmann stellte eine Hochrechnung für den Weißrückenspecht im Wienerwald an. Ein Brutpaar des Weißrückenspechts benötigt etwa 100 ha Waldfläche. Die Kernzonen (für deren Planung auch Vorkommen von Vogelarten wie die des Weißrückenspechts eine Rolle spielen; vgl. ARGE Wienerwald 2002) könnten damit 20-30 Brutpaaren als Lebensraum dienen. Dies ist aber unterhalb des Schwellenwerts einer „Minimum Viable Population“ (MVP), d.h. diese Populationsgröße ist zu klein, um einen dauerhaften Bestand des Weißrückenspechts im Wienerwald zu gewährleisten. Daraus ergibt sich die Bedeutung der dazwischenliegenden Wirtschaftswälder für den Weißrückenspecht. Auch Zuna-Kratky (1994) weist auf die großflächige Bedeutung der Art und Weise der Forstwirtschaft im Wienerwald hin, werden doch häufig Altbestände, kurz nach dem sie für den Weißrückenspecht erst geeignet wurden, schon wieder geschlägert. Frank (2003) schlägt für das Ötscher-Dürrenstein-Gebiet als Schutzmaßnahmen für den Weißrückenspecht neben der großflächigen Außernutzungstellung von Wäldern in Form von Wildnisgebieten, die dort 13 % der Population beherbergen können, ein dichtes Netz (2-3 Flächen pro 100 ha) von Altbeständen (mindestens 10-20 ha groß) vor. Als minimale Erfordernis für den Weißrückenspecht sollten in Wirtschaftswäldern großflächig rund 30 % als Altbestände (älter als 100 Jahre) vorhanden sein. Nach Frank (2003) sollte

außerdem der Totholzanteil und der Laubwaldanteil (natürliche Sukzession statt Aufforstung mit Fichte) in den bewirtschafteten Wäldern erhöht werden. Zusätzlich sollten große Kahlschläge vermieden werden.

Für einen günstigen Erhaltungszustand in Natura 2000-Gebieten geben Dvorak & Wichmann (2005) ein Totholzvolumen von 100 m³/ha an, in Anlehnung an Frank (2002) muss jedoch mindestens ein Totholzvolumen von 58 m³/ha möglichst großflächig (auf Gebietsebene) erreicht werden.

Dreizehenspecht

Der hauptsächlich in subalpinen Nadelwäldern verbreitete Dreizehenspecht brütete zuletzt in Teilen des Wienerwaldes mit hohem Nadelholzanteil von Fichte und Lärche (Nachweis im Kreuzeck-Gebiet mit bis zu 8 % abgestorbenen Bäumen, Hinweise vom Hohen Lindkogel; Kautz 2001), die Art hat aber für die naturnahe Bewirtschaftung der autochthonen Laubwälder keine Bedeutung.

Da diese Spechtart aber ganzjährig stark von Totholz (v.a. Borkenkäfer in Nadelbäumen) abhängt (Blume 1993, Walankiewicz et al. 2002) und eine ausgezeichnete Arbeit von Bütler et al. (2004) über die Ansprüche des Dreizehenspechtes an die Totholz mengen in Fichtenwäldern vorliegt, soll diese Art hier doch Erwähnung finden. Bütler & Schlaepfer (2004) geben konkrete Empfehlungen, resultierend aus Untersuchungen in der Schweiz und Skandinavien und aus einem bioenergetischen Modell. Oberhalb von 20 m³ Totholz pro ha ist mit einem Vorkommen des Dreizehenspechtes zu rechnen, dann nimmt die Wahrscheinlichkeit rasch ab: 90% bei 18 m³, 50% bei 10 m³ und 10% bei 8 m³. Für hochmontane bis subalpine Fichtenwälder können somit klare Schwellenwerte für ein Vorkommen des Dreizehenspechtes formuliert werden: mehr als 18 m³/ha stehendes Totholz (das sind mehr als 5% am Gesamtvolumen) und mehr als 33 m³/ha Totholz insgesamt (das sind mehr als 9% am Gesamtvolumen). Derzeit liegt das durchschnittliche Totholzangebot in den Schweizer Alpen bei knapp 20 m³/ha (im Vergleich dazu im Schweizer Mittelland nur bei knapp 5 m³/ha!).

Buntspecht

Vor allem im Winter spielen Totholzinsekten aus stehendem und liegendem Totholz eine Rolle (Fuller 1995). Aus Winter- und Brutzeitdaten ermittelte Schmalzer (1990) eine hohe Bedeutung des Totholzes für den Buntspecht, die besonders in eichenarmen buchendominierten Beständen sehr hoch ist (Abb. 4-4).

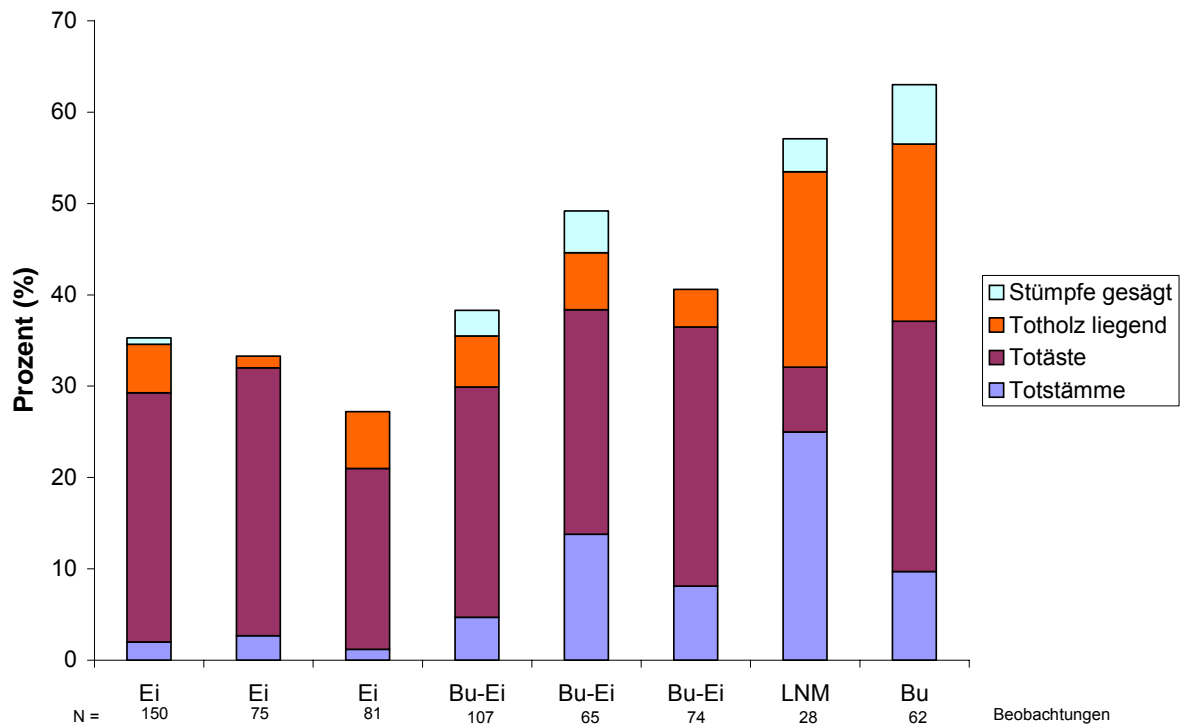


Abb. 4-4: Totholznutzung Nahrung suchender Buntspechte in Prozent der Gesamtnutzung (der Rest auf 100 % ist die Nutzung von lebenden Baumstrukturen) auf acht Probeflächen am Gallitzinberg, Wienerwald, für drei Eichenbestände, drei Buchen-Eichenmischwälder, einen Laub-Nadelmischwald und einen Buchenbestand (jeweils Wirtschaftswälder ≥ 120 Jahre; 5,2 bis 9,6 % der Bäume abgestorben). Die Anzahl der zugrunde liegenden Beobachtungen ist unter der x-Achse angegeben. Die Waldflächen sind nach abnehmender Siedlungsdichte bzw. Habitatqualität von links nach rechts angeordnet. Es zeigt sich bei sinkender Habitatqualität und Siedlungsdichte eine zunehmende Bedeutung von toten Stämmen und liegendem Totholz sowie von Stümpfen. In allen Beständen wurde eine Gesamtotholznutzung des Buntspechts von über 27 % festgestellt. Erstellt nach Daten von Schmalzer (1990).

Das reichliche und zeitlich sehr stabile Arthropodenangebot im stehenden und liegenden Totholz kann der Buntspecht durch seine Hacktechnik bei Bedarf als Opportunist gut nutzen (Schmalzer 1990). Auf allen acht im Wienerwald untersuchten Probeflächen konnte Schmalzer (1990) neben der Nutzung von Totstämmen und Totästen auch die Nutzung von liegendem Totholz zum Nahrungserwerb feststellen (Abb. 4-4). Aufgrund seines opportunistischen Nahrungserwerbsverhalten erreicht er als häufigste Spechtart der Wirtschaftswälder im Wienerwald sehr hohe Siedlungsdichten (kleinflächig in eichenreichen Beständen 7,7 Brutpaare/10 ha im Lainzer Tiergarten nach Sachslehner 1995 sowie 7,8 Brutpaare/10 ha am Gallitzinberg nach Michalek et al. 2001), wobei die Bestände – im Gegensatz zum stabileren Mittelspechtbestand – stärker fluktuieren können (Michalek et al. 2001). Bemerkenswerterweise war in einer Untersuchung von Frank (2002) im Urwald Rohwald der Buntspecht dagegen die seltenste Spechtart.

In Buchenwäldern im Steigerwald in Bayern bevorzugte der Buntspecht klar Bestände mit hohen Vorräten an stehendem Totholz, inklusive dem Totholz in lebenden Bäumen (Müller 2005b). In alten totholzreichen Buchenwäldern erreicht er besonders hohe Siedlungsdichten (Schumacher 2006).

Mittelspecht

Nach Blume (1993) gehört der Mittelspecht zu jenen Spechtarten, die saisonal und regional unterschiedlich auf Totholz angewiesen sind. In Schweden zeigten Mittelspechte deutliche Unterschiede in der Nutzung von Totholz über das Jahr hinweg (Petterson 1983). Während zur Brutzeit auf Totholz etwa 6-21 % der Beobachtungen gemacht wurden, wurden Mittelspechte im Winter zu 43 % auf totem Material angetroffen, wobei toten Ästen zentrale Bedeutung zukam. Aus Winter- und Brutzeitdaten ermittelte Schmalzer (1990) eine hohe Bedeutung des Totholzes für den Mittelspecht am Gallitzinberg (Wienerwald), die in Eichenbeständen zwischen 28,1 und 36,6 % lag und in zunehmend von Buche dominierten Beständen über 60 % erreichte (Abb. 4-5).

Totäste wurden in allen Beständen sehr häufig genutzt, bei steigendem Buchenanteil spielten tote Baumstämme eine zunehmend wichtige Rolle (Abb. 4-5; Schmalzer 1990). Für den Mittelspecht ist die bevorzugte Stratennutzung im Übergangsbereich von Stamm zu Krone bezeichnend. Überwiegend sucht er Rindensubstrat zur Nahrungssuche auf, wobei Stochern die charakteristische Nahrungserwerbstechnik ist. Für den Mittelspecht ist daher eine enge Bindung an Eichen kennzeichnend. Besonders beliebt ist die Traubeneiche, die Zerreiche wird ihrem Angebot entsprechend genutzt. Hierbei weist die Traubeneiche in der Brutzeit einen höheren Blattfraß durch Lepidopterenlarven auf. Eichen weisen insgesamt eine 20 % größere Oberfläche und eine doppelt so hohe Arthropodendiversität im Vergleich zur Buche auf, wengleich die Buche etwa eine ausgeprägte Stammdurchgangsauna aufweist. In Beständen mit überwiegend glattborkigen Bäumen ist eine regelmäßige Besiedlung nicht mehr möglich und die geringe Nutzung ist in diesen Beständen selektiv auf ganz bestimmte Strukturen wie Totholz, Spalten im Holz, Astabbrüche, Faulstellen und einzeln eingestreuten Eichen beschränkt (Schmalzer 1990).

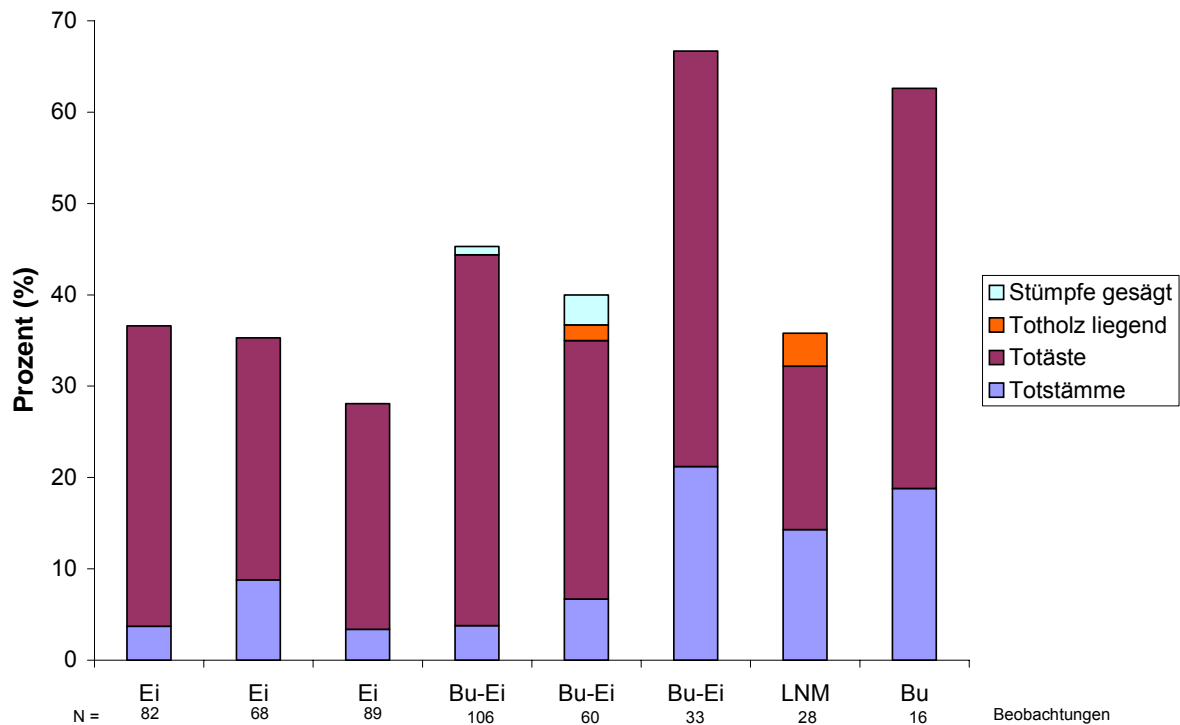


Abb. 4-5: Totholznutzung Nahrung suchender Mittelspechte in Prozent der Gesamtnutzung (der Rest auf 100 % ist die Nutzung von lebenden Baumstrukturen) auf acht Probeflächen am Gallitzinberg, Wienerwald, für drei Eichenbestände, drei Buchen-Eichenmischwälder, einen Laub-Nadelmischwald und einen Buchenbestand (jeweils Wirtschaftswälder ≥ 120 Jahre; 5,2 bis 9,6 % der Bäume abgestorben). Die Anzahl der zugrunde liegenden Beobachtungen ist unter der x-Achse angegeben. Die Waldflächen sind nach abnehmender Siedlungsdichte bzw. Habitatqualität von links nach rechts angeordnet. Es zeigt sich bei sinkender Habitatqualität und Siedlungsdichte eine zunehmende Bedeutung von toten Stämmen und Totästen sowie tlw. auch liegendem Totholz. In allen Beständen wurde eine Gesamttotholznutzung des Mittelspechts von über 28 % festgestellt. Erstellt nach Daten von Schmalzer (1990).

Müller (2005b) ermittelte im bayerischen Buchenwaldgebiet des Steigerwaldes eine deutliche Präferenz für ältere Wälder mit Eichenanteil und vergleichsweise vielen Kleinhöhlen (bei einer gleichzeitigen negativen Korrelation zu eingebrachten Nadelhölzern). In weitgehend reinen Buchenbeständen kann die Art erst bei einem ausreichenden Bestandsalter ab (180-) 200 Jahren auftreten, wenn die Buchen eine rissige raue Borke bekommen (Hertel 2003, Winter et al. 2005). Die Besiedlung von Buchenwäldern durch den Mittelspecht hängt auch nach Günther & Hellmann (1997) stark von der Höhe des Totholzanteils und von Buchen mit grobrissiger Borke ab. In den „Heiligen Hallen“ in Mecklenburg-Vorpommern trat der Mittelspecht erst mit dem Zusammenbruch des Buchenwaldes auf, wobei Nahrungssuche hauptsächlich an grobborkigen Buchen festgestellt wurde (im April viel an Totholz, wobei gezielt auch Stümpfe angefliegen wurden; im Mai und September dagegen in belaubten Bereichen).

Hohe Siedlungsdichten werden in Deutschland in Alteichenwäldern mit hoher Rindenoberfläche und Totholz in den Kronen erreicht (Müller 2005b). Nach Südbeck & Flade (2004) erreicht der Mittelspecht die höchsten Dichten in Hartholzauwäldern (bis 3,5 Brutpaare/10 ha), gefolgt von Eichen-Hainbuchenwäldern (bis 3,1 Brutpaare/10 ha). In reinen Buchenwäldern kommt er erst vor, wenn der Anteil an Uralt-Bäumen mit rauer Borke (> 200-jährige Buchen) und der Anteil an Totholz ausreichend hoch ist. In über 100 Jahre nicht mehr genutzten Buchenwald-Reservaten wurden bis zu 1,6 Brutpaare/10 ha („Heilige Hallen“ in Mecklenburg-Vorpommern) bzw. 2,9 Brutpaare/10 ha („Fauler Ort“ in Nordost-Brandenburg) erreicht. Alle 20 Mittelspecht-Bruthöhlen, die Schumacher (2006) in nordostdeutschen Buchenwäldern entdeckte, befanden sich in toten Bäumen oder zumindest in totem Holz (abgestorbene Starkäste oder Stammteile). Der mittlere Bruthöhendurchmesser (BHD) der Mittelspecht-Höhlenbäume lag bei 99,5 cm, und damit weit über der Stärke der Höhlenbäume anderer Spechtarten (Grünspecht: 78,5 cm; Buntspecht: 61 cm; Schwarzspecht 59 cm). Für die untersuchten Buchenwälder fand Schumacher (2006) eine signifikante positive Korrelation zwischen Mittelspechtdichte und Totholzvolumen, aber eine negative Korrelation zwischen Mittelspechtdichte und dem Anteil an Sägestubben am Totholzvolumen (als indirektes Maß für die Intensität der Bewirtschaftung). Auch in deutschen Erlenwäldern ist primär das Vorkommen von starkem stehenden Totholz über 35 cm BHD für den Mittelspecht entscheidend (Südbeck & Flade 2004). Entsprechend den aktuellen Kenntnissen stellen Südbeck & Flade (2004) für Deutschland fest, dass der Mittelspecht ursprünglich 80 % der Fläche Deutschlands in mittlerer bis hoher Dichte besiedeln konnte, während die heutigen, meist inselartigen Vorkommen in den wenigen verbliebenen eichen- und altholzreichen Laubwäldern Reliktcharakter haben.

Nach Bachmann & Pasinelli (2002) besaßen Mittelspechte in einem Waldgebiet im Norden des Kantons Zürich zur Brutzeit einen Aktionsraum von 3,7 ha, im Winter stieg dessen Größe auf etwa 13,4 ha an. Pasinelli (2000) konnte – vergleichbar Schmalzer 1990 (siehe oben) – die überragende Bedeutung der Anzahl starker Eichen sowie von Kronentotholz für die Größe und Qualität des Mittelspechtreviers belegen. Er legt einen Schwellenwert von 200 m³/ha Eiche bzw. 63 Alteichen/ha als untere Grenze für gut geeignete Mittelspechthabitate fest.

Wichmann & Frank (2003, 2005) ermittelten in einer Analyse der Habitatstrukturen die Bedeutung von raubborkigen Baumarten (v.a. Eiche, Kiefer, Erle) und Altholzbeständen für den Mittelspecht in Wien. Auf Basis einer multivariaten logistischen Regression unterschieden sich Vorkommensbereiche des Mittelspechtes von Kontrollpunkten durch ein höheres Bestandsalter ($p=0,002$) sowie einen signifikant höheren Anteil raubborkiger Baumarten ($p<0,0005$). Ein limitierender Einfluss des Totholz- bzw. des Totastangebots auf das Vorkommen des Mittelspechtes konnte zur Brutzeit nicht nachgewiesen werden. Möglicherweise ist aufgrund der hohen Schadstoffbelastung des Wienerwaldes und der damit einhergehenden relativ starken

Schädigung der Kronenbereiche insbesondere der Eiche das Angebot an Totästen v.a. im Kronenbereich sehr hoch und somit kein limitierender Faktor für das Vorkommen des Mittelspechtes. Auffallend war weiters, dass der Mittelspecht offensichtlich buchendominierte Waldbestände meidet. 60 % der Mittelspecht-Beobachtungen entfielen auf Wälder älter als 120 Jahre, der Anteil von Beständen über 80 Jahre betrug beinahe 90 %. Grundsätzlich wurden aber auch Jungholzbestände mit einem entsprechenden Anteil an (Eichen-) Überhältern als Lebensraum genutzt (Wichmann & Frank 2003, 2005).

Der Wienerwald weist in günstigen eichenwaldreichen Teilen ganz besonders hohe Siedlungsdichten mit bis zu 3,1 Revieren/10 ha (Lainzer Tiergarten; Sachslehner 1992 und 1995b) bzw. 3,9 Revieren/10ha (Ottakringer Wald am Gallitzinberg; Schmalzer 1990, Michalek et al. 2001) auf. Großflächig ermittelten Wichmann & Frank (2003, 2005) für den Wienerwaldanteil der Stadt Wien eine Siedlungsdichte von 0,46 Revieren/10 ha, wobei die Teilfläche des Lainzer Tiergartens mit 0,59 Revieren/10 ha dichter besiedelt ist als die Wienerwaldflächen außerhalb des Lainzer Tiergartens (0,36 Reviere/10 ha). Die Siedlungsdichte des Mittelspechtes zeigt im Wienerwald ein Ost-West-Gefälle (Berg & Zuna-Kratky 1992), die Bedeutung der innerhalb der Wiener Stadtgrenzen gelegenen Mittelspecht-Vorkommen ist dementsprechend hoch (Wichmann & Frank 2003, 2005). Der Brutbestand des Mittelspechtes kann im Wienerwaldanteil Wiens mit 227-281 Brutpaaren angegeben werden (Wichmann & Frank 2003, 2005). Für das Vogelschutzgebiet Wienerwald-Thermenregion führen Dvorak & Berg (in Druck) 300 bis 500 Brutpaare an. Die als IBAs (und inzwischen als Natura 2000-Gebiete) ausgewiesenen Wienerwaldwälder stellen in ihrer gesamten Flächenausdehnung ein national bedeutendes Vorkommensgebiete für den Mittelspecht dar (Sachslehner 1995b, Zuna-Kratky & Berg 1995, Wichmann & Frank 2003 und 2005, Dvorak & Berg in Druck).

Eine wichtige Grundlagenstudie zum Mittelspecht und seinem Schutz im Wienerwald liegt von **Michalek et al. (2001)** vor. Wichtige Punkte sollen hier herausgegriffen werden:

Der Mittelspecht besiedelt meist eichendominierte Wälder, in denen er außerhalb der Brutzeit durch Stochern und Klauben nach Nahrung sucht („Suchspecht“). Zur Brutzeit sucht er an der Baumoberfläche Arthropoden und deren Larven, häufig wird auch vom Laub abgelesen. Der Verbreitungsschwerpunkt des gefährdeten Mittelspechtes liegt im eichenreichen Ostteil des Flyschwienerwaldes, wo Wirtschaftswälder am Südhang des Gallitzinberges in einem Hochwaldgebiet von ca. 50 ha in 320 bis 420 m Seehöhe untersucht wurden. Die Brutdichteentwicklung wurde über 14 Jahre in drei Laubmischbeständen mit unterschiedlichen Baumartenanteilen (Buche, Traubeneiche, Zerreiche) unter dem Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung und der Witterung untersucht. Außerdem standen Daten zu Bruterfolg, Mortalität, Immigration und Emigration aus den Jahren 1994-96 zur Verfügung.

Mittelspecht (und Buntspecht) zeigten sowohl im Winter als auch zur Brutzeit gegenüber dem Angebot eine Bevorzugung der Eichen, welche besonders beim Mittelspecht im Buchen-Eichenmischbestand im Winter ausgeprägt war. Vegetationsstrukturanalysen haben gezeigt, dass Eichen signifikant mehr dürre Äste – sowohl mit als auch ohne Rinde – besitzen als Buchen. Beim Mittelspecht zeigte sich ein signifikant negativer Einfluss der Eichenentnahme für den Buchen-Eichenmischbestand bzw. konnte umgekehrt festgestellt, dass die Brutdichte des Mittelspechts umso höher war, je größer das Eichenvolumen war. Im Traubeneichen-Zerreichenbestand war dieser Zusammenhang zwischen Eichenvolumen und Mittelspecht-Dichte aber nicht festzustellen. Die Brutdichte des Mittelspechts war sehr hoch und ergab für das ganze Waldgebiet durchschnittlich 2,1 BP/10 ha (1,8 bis 2,6). In den eichenreichen Teilflächen wurden höhere Dichten von maximal 3,9 BP/10 ha erreicht. In den zwei bewirtschafteten Flächen mit Holzentnahme kam es zu signifikanten Abnahmen, während in der nicht genutzten Fläche die Brutdichte des Mittelspechts sogar leicht anstieg. Der Bruterfolg (Anzahl der Nestlinge) betrug 5,1 (2-7) beim Mittelspecht (n=16).

In der Diskussion wird festgestellt, dass im Ottakringer Wirtschaftswald bei sanfter forstwirtschaftlicher Nutzung zum Teil extrem hohe Brutdichten bei Bunt- und Mittelspecht erreicht werden, vergleichbar dem Lainzer Tiergarten (Sachslehner 1992). Die Population des Mittelspechts ist im Untersuchungsgebiet nicht isoliert (wie oft in anderen untersuchten Gebieten), was höhere Dichten und geringere Populationsschwankungen begünstigen dürfte (hoher Populationsüberschuss und hohe turn over-Rate im Gebiet: 1996 wanderten 55,5% neue Mittelspechte in die Untersuchungsflächen ein). Auch das Eichensterben könnte zumindest zwischenzeitlich die Spechtdichten fördern. Alteichen weisen Struktureigenschaften auf, die vom Bunt- und Mittelspecht beim Nahrungserwerb bevorzugt werden (grobrissige Borke an Stamm und dicken Ästen, hohes Dürrast- und Blattangebot mit vielen Arthropoden). Eichen haben offenbar besonders in eichenarmen (Buchen-) Beständen eine große Bedeutung für das Überleben des Mittelspechts im Winter. In naturnahen Eichenbeständen hat dagegen eine geringe Eichenentnahme noch keine bestandsverändernde Wirkung. Es dürfte eine bestimmte Schwelle für das Volumen an Alteichen (ca. 155 vfm/ha) erforderlich sein, welche noch ein Brutpaar/10 ha ermöglicht. Die Strukturverhältnisse gesunder Buchen mit glatter Borke, geringem Totastangebot, dünnen Ästen und peripherer Blattanordnung sind für den Mittelspecht wenig attraktiv. Ein Buchenbestand mit 10 % Eichenanteil wurde zwar vom Mittelspecht regelmäßig mitgenutzt, Bruthöhlen gab es jedoch keine. Hinsichtlich Bruterfolg beim Mittelspecht wurden nur im Buchen-Eichenmischbestand Ausfälle verzeichnet, während in den Eichenbeständen alle Bruten erfolgreich verliefen.

Weiteres wird in der Diskussion festgehalten, dass Wälder ohne forstliche Nutzung mehr Mittelspechthöhlen als bewirtschaftete Bestände aufweisen. Der Mittelspecht gilt als Leitart für totholzreiche Eichen-Wälder wie z. B. Hartholz-Auen oder Eichen-Hainbuchenwälder. Im Untersuchungsgebiet kommen neben Bunt- und Mittelspecht auch Grau-, Grün-, Schwarz-,

Klein- und Blutspecht regelmäßig vor. Je höher der Altholz- und Totholzanteil, desto mehr Spechtarten kommen generell vor, wobei das Totholzangebot mit dem Alter der Bäume korreliert. Spechte sind wichtige Höhlenlieferanten für Sekundärhöhlennutzer (zahlreiche Arten). Besonders der Mittelspecht eignet sich als Zielart des Naturschutzes zur Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzmaßnahmen.

Aus den Ergebnissen leiten Michalek et al. (2001) folgende Empfehlungen für die Forstwirtschaft ab: Für den Mittelspecht sind großflächige Eichenwälder längerfristig zu sichern. Es ist nicht nur notwendig, Alteichen (über 80 Jahre relevant) zu sichern, es müssen junge Eichen durch Naturverjüngung nachgezogen werden, sodass in einem Gebiet langfristig Eichen in allen Altersklassen vorhanden sind. Für den Wienerwald kann ein Richtwert von 155 vfm/ha an Alteichen gelten, damit pro 10 ha eine besetzte Bruthöhle möglich ist. Dieser Wert entspricht 80 Eichen/ha mit einem durchschnittlichen BHD von 43 cm und einer durchschnittlichen Höhe von 25 m. Dieser Wert sollte nicht unterschritten werden, wenn man den Mittelspecht in Buchen-Eichenmischbeständen erhalten will. Grundsätzlich darf die Nachhaltigkeit der Alteichenvorräte nie außer acht gelassen werden. Für die eichenreichen Bestände des Wienerwaldes wird der Femelschlag empfohlen, für Gebiete mit Dominanz der Buche der Saumfemelschlag. Für den Schutz des Mittelspechts ist außerdem die Erhaltung von potenziellen Höhlenbäumen entscheidend. Es sollte daher in jedem Wirtschaftswald mindestens 5 % absterbendes und totes Altholz im Bestand gelassen und dauerhaft aus der Nutzung genommen werden. Totholz am Boden sollte liegen gelassen werden. Absterbende und tote Bäume werden von den Spechten als Höhlenbäume bevorzugt. Allgemein sollten Bäume mit Großhöhlen und zumindest Stämme mit mehreren Kleinhöhlen erhalten werden.

Da der Mittelspecht in Wirtschaftswäldern stark von Eichen abhängt, steht auch in anderen Arbeiten zum Mittelspecht die nachhaltige Erhaltung der Eichenwälder im Mittelpunkt der Diskussion. Bühlmann (1993) erörtert unterschiedliche Methoden, u.a. auch die Wiederaufnahme bzw. Fortsetzung der ehemals traditionellen Mittelwaldbewirtschaftung für das „Niderholz“ in der Schweiz, einem Alteichenbestand mit 70 Mittelspecht-Brutpaaren, dem es an nachkommenden Eichen fehlt. Der aktuell gängige Kahlschlag von Teilflächen bis 1 ha würde (bei 20 ha Bewirtschaftungseinheiten) nach spätestens 40 Jahren zum Verschwinden des Mittelspechts führen. Nach Bertiller (2003) wurden die dort inzwischen wieder genutzten Mittelwälder durch die Eingriffe aber destabilisiert (Sturm Lothar) und weniger vom Mittelspecht genutzt als erwartet. Nur durchforstete ehemalige Mittelwälder scheinen stabiler zu sein und werden stärker vom Mittelspecht genutzt, dagegen scheinen Eichen-Überhälter kein optimales Mittelspecht-Habitat zu sein (auch Gefahr der Prädation durch Greifvögel). Ein großes Problem ist der Wildverbiss, der zur Entmischung zu Ungunsten der Eiche führt. Ein Nutzungsmoratorium für die Mittelspecht-reichsten Bestände wird daher zur Diskussion gestellt.

Mittelspecht-Förderung

Hertel (2003) schlägt zur Förderung des Mittelspechts bei der Buchenbewirtschaftung folgende waldbauliche Konsequenzen vor:

- Anhebung der Zielstärke bei der Endnutzung der Buche zur Erhöhung der durchschnittlichen Stammdimension der Altbestände und zur Förderung einer strukturreichen Rinde
- Gezielter Erhalt stark dimensionierter Totholzanwärter und toter Bäume (z. B. Baumruinen)
- Grundsätzlich Schonung von „Steinbuchen“ (Buchen mit der Veranlagung zur Ausbildung einer rissigen Rinde)
- Belassen von Bäumen mit reich strukturierter Oberfläche und Rindenstörstellen, z. B. der Veranlagung zur Bildung von Rindenknollen, besonders großen Krebsgeschwüren u. ä. im Zuge von Durchforstungsmaßnahmen

Während die letzten drei Punkte ohne großen Aufwand oder nennenswerte finanzielle Einbußen umsetzbar sein sollten, räumt Hertel (2003) für den ersten Punkt ein, dass die Anhebung der Zielstärke der Buche mit nachteiligen Konsequenzen für den Bewirtschafter verbunden sein kann. Insbesondere führt er die Rotkernbildung an (physiologischer Alterungsprozess, bei dem in der Kernholzzone Oxidationsreaktionen auftreten, die zu einer Verfärbung des Holzkörpers führen), die zwar die physikalisch-technischen Holzeigenschaften teilweise sogar verbessert, aber bisher aufgrund der geringen Akzeptanz bei den Kunden zu niedrigeren Erlösen beim Holzverkauf geführt hat. Schumacher (2006) nennt für die Bewirtschaftung von nordostdeutschen Buchenwäldern anhand seiner Untersuchungen zur Vogelwelt eine Zielstärke von größer/gleich 65 cm BHD, bei 55 oder 60 cm BHD bilden Buchen noch nicht die typischen Altersmerkmale aus.

Kleinspecht

Die kleinste einheimische Spechtart klaubt im Sommerhalbjahr in Laubwäldern ihre Arthropoden-Nahrung hauptsächlich an der Oberfläche von Blättern ab, während im Winterhalbjahr ihre Nahrungssuche auf Totholz fokussiert ist. Vom Herbst bis zum Frühjahr ist der Kleinspecht fast ausschließlich auf Käferlarven spezialisiert, die vor allem aus Totästen noch lebender Laubbäume geholt werden. Die Nahrungsverfügbarkeit im Totholz im Winter ist sehr wahrscheinlich für das Brüten entscheidender als die Nahrungshäufigkeit zur Brutzeit. Die jährlich neu angelegten Bruthöhlen finden sich in toten Bäumen oder gelegentlich in toten Aststümpfen lebender Laubbäume (Wiktander et al. 2001). In Skandinavien (zusammengefasst nach Manton et al. 2005, Wiktander et al. 2001) präferiert der Kleinspecht offene Wälder mit mehr als 60 Jahre alten Laubbäumen [inklusive Tiefland- bzw. Auwäldern!], gleichzeitig müssen

die Wälder einen hohen Totholzanteil aufweisen. Der kritische Schwellenwert für ein Vorkommen liegt bei 20 % [40 ha] geeignetem Wald auf 2 km².

In südschwedischen Wäldern mit rund 20 % Laubanteil ermittelten Wiklander et al. (2001) durch Besenderung mit Radio-Transmittern mittlere Größen von Kleinspecht-Home Ranges von 742 ha im Winter (n = 10), 355 ha im zeitigen Frühjahr (n = 15), 103 ha in der Vorbrutzeit im Frühjahr (n = 22) und 43 ha zur Brutzeit (n = 10). Zu ähnlichen saisonalen Unterschieden kam eine Studie in Hessen in Deutschland (Höntsch 2004), wo im Winter 211 ha, im zeitigen Frühjahr (Balzzeit) 131 ha und zur Brutzeit im Mittel 27 ha (10 bis 53 ha) große Aktionsräume festgestellt wurden (anhand von insgesamt 31 radiotelemetrierten Kleinspechten). Die erstaunliche Flächeninanspruchnahme im Winter und zeitigen Frühjahr wird bei Wiklander et al. (2001) und Höntsch (2004) nicht explizit mit dem hohen Bedarf an Totholz als Nahrungsressource erklärt, sondern eher auf fehlendes Territorialverhalten im Winter und auf Feindvermeidung (Nadelholznutzung im Winter ist nicht selten) zurückgeführt. Wiklander et al. (2001) weisen aber darauf hin, dass innerhalb von Territorien Bestände in Relation zum Totholzangebot bevorzugter Baumarten genutzt werden. Höntsch (2004) betont auch die große Bedeutung des Totholzes für die Anlage der Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts, wobei außer Laubwäldern auch Ufergehölze und Streuobstgebiete im hessischen Untersuchungsgebiet besonders wichtig waren.

Eine Studie in verschiedenen Schweizer Wäldern mit Laub-, Laubmisch- oder Eichenwaldanteil zeigte, dass in allen untersuchten Waldtypen Weichhölzer die Anwesenheit des Kleinspechts begünstigen, des weiteren besiedelte Wälder in geringer Entfernung zu einem Gewässer liegen und Kleinspechte (ähnlich dem Mittelspecht) hauptsächlich in tieferen Lagen vorkommen (Miranda & Pasinelli 2001). Die Rolle des Totholzes blieb unklar, da nur Totbäume ≥ 15 cm BHD erfasst wurden, nicht aber das vermutlich für den Kleinspecht entscheidende Kronentotholz lebender Bäume. Nach K. Michalek (mündl. Mitteilung) nutzt der Kleinspecht auch am Gallitzinberg im Wienerwald hauptsächlich schwache Totäste, die von den anderen Spechtarten kaum genutzt werden und sozusagen für den Kleinspecht übrigbleiben.

Miranda & Pasinelli (2001) unterstreichen für alle Waldtypen tieferer Lagen die Bedeutung und den erforderlichen Schutz von Weichhölzern wie z. B. Weiden *Salix sp.*, die dem Kleinspecht als wichtige Nahrungsbäume dienen können und auch oft Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts aufweisen. In Bayerischen Buchenwäldern (Steigerwald) erwies sich das Auftreten des Kleinspechts mit dem Eichenanteil und eingestreuten Edellaubhölzern wie Erle oder Esche positiv korreliert (Müller 2005b).

Nach Wiklander et al. (2001) ist der Kleinspecht durch die moderne Forstwirtschaft in Schweden und Finnland ähnlich dramatisch wie der Weißrückenspecht zurückgegangen. In Österreich steht der Kleinspecht in der Roten Liste in der Vorwarnstufe „Gefährdung droht“ (Frühauf 2005). Aus dem Wienerwald gibt es keine gezielten Populationsstudien. Für den eichenreichen Lainzer Tiergarten wird von Sachslehner (1995b) eine vergleichsweise hohe

Brutdichte von bis zu 3 Brutpaaren pro 70 ha angegeben und Dvorak & Sachslehner (in Druck) vermuten dort einen Gesamtbrutbestand von 40 bis 80 Revieren. Der Kleinspecht ist aber im (östlichen) Wienerwald deutlich seltener als der Mittelspecht. Nach K. Michalek (mündl. Mitteilung) kommen am überwiegend mit Eichenwäldern bestandenen Gallitzinberg auf ein Kleinspecht-Brutpaar etwa 10 Mittelspecht-Brutpaare und 30 Buntspecht-Brutpaare (vgl. Michalek et al. 2001).

Grauspecht

Diese großräumig agierende Spechtart mit Reviergrößen von 100-200 ha ernährt sich zu einem wesentlichen Teil von xylobionten Insekten, besonders auch Totholzameisen, die in alten Wäldern auch vermehrt am Boden auftreten (Müller 2005b).

Die Grauspecht-Brutpopulation des Wienerwaldes hat nationale Bedeutung (Berg & Zuna-Kratky 1992), autökologische Studien aus dem Wienerwald liegen aber noch nicht vor. Für das IBA Wienerwald geben Zuna-Kratky & Berg (1995) 140 bis 180 Brutpaare an. Dvorak & Berg (in Druck) nennen für das Vogelschutzgebiet Wienerwald-Thermenregion 100 bis 150 Brutpaare. Im Lainzer Tiergarten, wo der Bestand mit etwa 25 Brutpaaren (Sachslehner 1995b) bzw. 15 bis 20 Brutpaaren (Dvorak & Sachslehner in Druck) anzusetzen ist, ließ sich eine hohe Bedeutung von Totholz sowie von Altholzbeständen erkennen (L. Sachslehner, unpubl. Beobachtungen).

Schwarzspecht

Nach Blume (1993) ist der Schwarzspecht ganzjährig auf Totholz angewiesen. Der Schwarzspecht lebt hauptsächlich von rinden- und holzbewohnenden Insekten. Er ist spezialisiert auf Ameisen (*Formicidae*), die er in allen Stadien (Larve, Puppe oder Imagines) gezielt sucht. Weiters zählen holzbewohnende Käfer, vor allem Borken- (*Scolytidae*) und Bockkäfer (*Cerambycidae*) sowie Hymenopteren zu den quantitativ bedeutenden Beutetieren (Zusammenfassung bei Dvorak & Wichmann 2005). Bei der Nahrungssuche wurde der Schwarzspecht im Lainzer Tiergarten sehr häufig auf liegendem und stehendem Totholz beobachtet (L. Sachslehner, unpubl. Beobachtungen).

In einer Untersuchung in Buchenwaldgebieten Bayerns präferierte die Art Teilflächen mit liegendem Totholz, aber auch verjüngten Bereichen (Müller 2005a).

Der Brutpopulation des Schwarzspechts im Wienerwald wird nationale Bedeutung eingeräumt (Berg & Zuna-Kratky 1992), autökologische Studien zu dieser Art liegen aus dem Wienerwald aber nicht vor.

Dvorak & Wichmann (2005) geben Siedlungsdichten von 0,18 (0,12-0,28) Revieren/100 ha im Wiener Anteil des Wienerwaldes und 0,2-0,3 Brutpaaren/100 ha für eine Buchenaltholzfläche im niederösterreichischen Wienerwald an. Daraus errechnen sich Revieransprüche von Schwarzspecht-Paaren von über 300 ha. Der Schwarzspecht kommt im Wienerwald in Waldbeständen ab einem Alter von 80 bis 120 Jahren vor, wo auch vor allem die Hohltaube die

üblicherweise in Buchen angelegten Bruthöhlen als wichtigste Folgenutzerin bezieht (siehe unten).

Halsbandschnäpper

Eine entscheidende Bedeutung für das Auftreten und die Siedlungsdichte des Halsbandschnäppers hat in erster Linie ein ausreichendes Höhlenangebot, aber auch Totholz spielt eine große Rolle. Im Lainzer Tiergarten wiesen Revierzentren des Halsbandschnäppers signifikant mehr Höhlen (5,5 gegenüber 1) und mehr stehendes (1 toter Baum gegenüber 0) und liegendes Totholz auf als Zufallspunkte. Beim liegenden Totholz bestand jedoch nur für Totholz unter 23 cm Durchmesser ein signifikanter Unterschied, starkes Totholz war generell seltener (Sachslehner 1995a). Totholzreiche Bestände werden nicht nur wegen eines erhöhten Höhlenangebots aufgesucht, sondern auch aufgrund einer höheren Anzahl an toten Zweigen oder Ästen, die zur Nahrungssuche und als Singwarte genutzt werden (Abb. 4-6). Diese bilden Lückenräume in und unterhalb der Baumkrone aus, die einerseits optimale Möglichkeiten zur Wartenjagd bieten und andererseits die Sicht- und Hörbarkeit zur Balzzeit der Männchen erhöhen. Liegendes Totholz wird einerseits für die Bodenjagd als Warte genutzt, andererseits entwickeln sich darin Insekten, die als Imagines das Nahrungsangebot erhöhen können (Sachslehner 1993, 1995a).

Im Lainzer Tiergarten waren Buchen und Zerreichen die häufigsten Halsbandschnäpper-Nistbäume, wobei die Baumarten (mit Ausnahme der Hainbuche, die weniger genutzt wurde), ihrem Höhlenangebot entsprechend gewählt wurden. Von 96 Nistbäumen waren 54 abgestorben (56,3 %; davon waren wiederum 49 tote Baumstümpfe), der Rest der Nistbäume wurde als kränklich bis sehr krank eingestuft. Die erwähnten Baumstümpfe („standing broken tree-stems“) werden solange als Brutbaum genutzt, bis sie umfallen. In einem Fall fiel ein Buchenstumpf etwa einen Monat nach dem Ausfliegen der Halsbandschnäpper-Brut um, in einem anderen Fall stürzte ein Hainbuchenstumpf mit dem eben gebauten Nest um. Insgesamt befanden sich von 96 Bruthöhlen 75 % in totem Holz und 25 % in absterbenden Baumteilen. Die Bruthöhlen gingen zu rund 16 % auf Faulhöhlen zurück, den Großteil machten jedoch Spechthöhlen aus (Sachslehner 1993, 1995a). Dagegen ist die Situation in den Urwäldern von Bialowieza umgekehrt, wo zu über 70 % Faullöcher genutzt werden und nur rund ein Viertel der Höhlen auf Spechte zurückgeht (Wesolowski 1989). In Eichen-Hainbuchenwäldern von Bialowieza ist auch die Hainbuche der häufigste Bruthöhlenbaum des Halsbandschnäppers (Wesolowski 1989, Walankiewicz & Czeszczewik 2006).

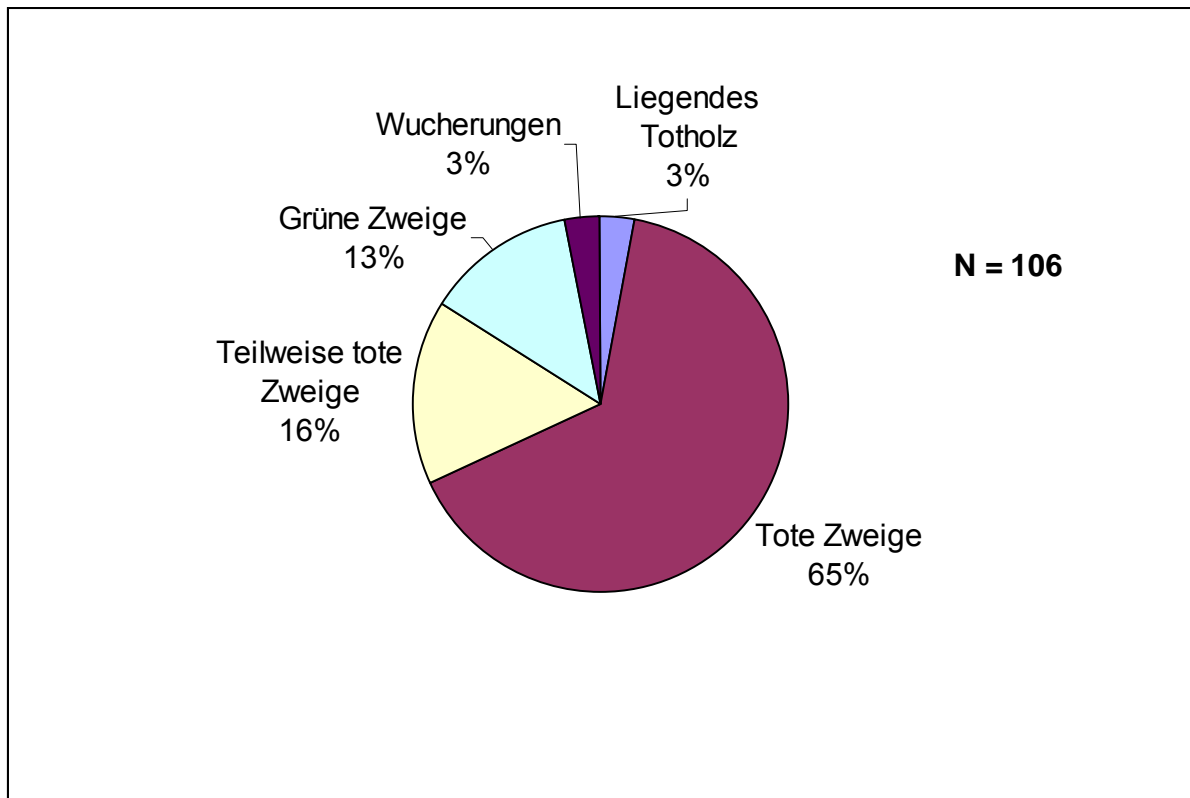


Abb. 4-6: Wartennutzung eines Halsbandschnäpper-Männchens zur Zeit der Vollbalz bei vollem Belaubungszustand der Bäume in einem Buchen-Traubeneichenwald im Lainzer Tiergarten. Die Nutzung toter und teilweise toter Äste und Zweige übertrifft signifikant deren Angebot (Sachslehner 1993).

Der Halsbandschnäpper hat im Wienerwald, wo er in Buchen-, Eichen- und Eichen-Hainbuchenwäldern brütet, einen Verbreitungsschwerpunkt innerhalb Österreichs. Die höchsten Siedlungsdichten erreicht er im Lainzer Tiergarten in älteren Laubmischwäldern (vorwiegend Buchen-Traubeneichenwald), wo in drei Untersuchungsjahren mittlere Dichten zwischen 3,1 und 6,4 Brutpaaren/10 ha festgestellt wurden (Maximalwert 9,6 Brutpaare/10ha; Sachslehner 1992). Dvorak & Wichmann (2005) geben für das Wiener Stadtgebiet in Eichenwäldern Dichten von 2,5-4,8 Revieren/10 ha und in Buchenwäldern 1,3-3,9 Reviere/10 ha an. Nach stärkerer Durchforstung (Ausräumen von Totholz) wurden selbst zuvor dicht besiedelte Waldteile im Lainzer Tiergarten nicht mehr besiedelt (Sachslehner 1992, 1995a).

Die als IBAs (und inzwischen als Natura 2000-Gebiete) ausgewiesenen Wienerwaldwälder stellen in ihrer gesamten Flächenausdehnung ein national bedeutendes Vorkommensgebiet für den Halsbandschnäpper dar (Sachslehner 1995b, Zuna-Kratky & Berg 1995).

Auch im bayerischen Steigerwald zeigt diese Art eine starke Bindung an das Kleinhöhlenangebot, wie es in der Regel erst in alten Wirtschaftswäldern oder Reservaten auftritt (Müller 2005b). Ein Schwellenwert konnte für den Steigerwald bei 8 Kleinhöhlen/ha oder 5,3 Höhlenbäumen/ha errechnet werden. Bei Müller (2005b) werden auch ähnliche

Schwellenwerte für den Spessart (11 Kleinhöhlen/ha) und für Buchenwälder der Slowakei (9 Kleinhöhlen/ha) angeführt.

In Eichenwäldern Frankens in Bayern ergab sich der Halsbandschnäpper als besondere Indikator- und Zielart hinsichtlich des Naturschutzes. Für den Halsbandschnäpper wurde dort festgestellt, dass er besonders in Wäldern mit einem hohen Anteil von Totästen in lebenden Eichen vorkommt (Müller 2005a).

Zwergschnäpper

Als Kleinraumjäger, dessen Jagdflüge selten mehr als 1-2 m weit reichen, nutzt und benötigt der Zwergschnäpper kleinere Freiräume innerhalb des Kronenbereichs (zwischen den Ästen älterer Bäume), Lücken zwischen den Kronen einzelner Bäume (z. B. durch Verjüngungen oder niedergestürzte Stämme geschaffen) sowie den Bereich zwischen Kronenansatz und Boden (Fuxa 1991, Dvorak & Wichmann 2005). Derartige Lückenräume entstehen in ausreichendem Maß nur bei einem gewissen Totholzangebot, das somit für Zwergschnäpper-Lebensräume charakteristisch ist. Eine direkte Beziehung zum Totholz ist – vergleichbar dem Halsbandschnäpper – über Jagd- und Singwartennutzung sowie durch die Anlage von Nestern an Totholzstrukturen (Halbhöhlen in Form von ausgefaulten Löchern und Spalten, Rindentaschen oder Spechtbearbeitungen) gegeben.

Geeignete Bedingungen für die Nestanlage bieten vorwiegend noch stehende, aber bereits morsche Stämme und Äste (Dvorak & Wichmann 2005). In den Urwäldern von Bialowieza wurden von 117 Nestern 29,8 % an toten Baumstümpfen (snags) angelegt (Mitrus & Socko 2004). Im Lainzer Tiergarten lagen die Nester in Höhen zwischen zwei und 20 m, zumeist zwischen drei und 10 m (Fuxa 1991). Bei 37 Nestfunden wurden Hain- und Rotbuchen zur Nestanlage bevorzugt, mehrmals fanden sich Nester auch in Vogelkirschen. Einzelne Nestfunde von Sachslehner (unpubl. Beobachtungen) im Lainzer Tiergarten bezogen sich z. B. auf eine Schwarzspechtbearbeitung an einem Rotföhrenstamm sowie einen Faulspalt an einem Buchenstamm.

In von Hainbuche dominierten Eichen-Hainbuchenwäldern von Bialowieza mit einem durchschnittlichen (hohen!) Totbaumanteil von 20,2 % untersuchten Mitrus et al. (2006) die Habitatwahl von alten und jungen Zwergschnäpper-Männchen. Die früher ankommenden alten Männchen wählten Reviere mit einer höheren Dichte (dichtere Bestände) und größeren Mächtigkeit von lebenden Bäumen sowie mit im Stammumfang größeren Totbaumstümpfen (snags). Im Anteil toter Bäume selbst gab es jedoch keinen Unterschied zwischen Revieren von alten und jungen (unerfahrenen) Männchen.

Der Zwergschnäpper bevorzugt im Wienerwald reich gegliederte Laubmischbestände mit einem gewissen Anteil von Buchen; stark eichendominierte Bestände werden gemieden. Hierbei werden in reichstrukturierten alten Beständen lokal Maximaldichten von 3,8 Revieren/10 ha erreicht, großflächige Dichten in Buchenwäldern liegen bei 0,1 Revieren/10 ha (Sachslehner

1992). In einem Untersuchungsgebiet im Lainzer Tiergarten befanden sich pro Saison 35 bis 60 Prozent der Reviere an Bächen.

Nach einer aktuelleren Arbeit von Wichmann & Frank (2003) beträgt der Zwergschnäpper-Bestand auf Wiener Stadtgebiet zwischen 153 und 240 Brutpaaren. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt mit etwa 80 % des Bestandes eindeutig im Lainzer Tiergarten, wo eine durchschnittliche Dichte von 6,9 Revieren/km² ermittelt wurde. Außerhalb des Tiergartens kommt der Zwergschnäpper geklumpt – meist in unmittelbarer Nähe zu Gräben – vor. Für das niederösterreichische Vogelschutzgebiet Wienerwald-Thermenregion geben Dvorak & Berg (in Druck) einen Zwergschnäpper-Bestand von 180-360 Revieren an. Die Vorkommen sind von nationaler Bedeutung.

Auch nach Fuxa (1991) bevorzugt der Zwergschnäpper eindeutig Altholzbestände von zumindest 90-100 Jahren. Er wählt nach Wichmann & Frank (2003) alte Bestände, die mindestens 44 Jahre alt sein müssen. 43 % der Reviere wurden sogar in Beständen über 200 Jahren gefunden. Alten Wäldern kommt auch wegen des hohen Totholzanteils und der großen Phytomasse ein zentraler Stellenwert im Lebensraum des Zwergschnäppers zu. Die Bedeutung des Totholzes ist vielschichtig und kann von der Erhöhung des Insektenangebots bis zur Förderung des Jungwuchses reichen. Eine hohe Phytomasse ist für die Jagd von Bedeutung, da ein Großteil der Nahrung von den Blättern abgelesen wird. Die Höhe der nutzbaren Kronenschicht spielt keine Rolle. Ein Auslichten der Bestände die Entnahme von Hainbuchen, wie sie zur Zeit stattfindet, wirkt sich negativ auf die Population des Zwergschnäppers aus (Wichmann & Frank 2003). Auch nach Sachslehner (1992) wirkt sich stärkere Durchforstung auf diese Art negativ aus. Weiters bevorzugt der Zwergschnäpper nach Wichmann & Frank (2003) Bestände mit gering ausgeprägter Strauchschicht, da der Zwergschnäpper auch die Bereiche unterhalb der Krone bis zum Erdboden zum Jagen nutzt. Das Nistplatzangebot an Höhlen und Halbhöhlen wird im Laufe der Alterung eines Bestands durch Faulstellen, Abbrechen von Ästen und Risse in der Borke gesteigert.

Hohltaube

Die Art zeigt nach Müller (2005a) in bayerischen Buchenwäldern eine Korrelation mit älteren aufgelichteten Beständen sowie eine Bindung an Großhöhlen. Dies sind in norddeutschen Buchen-Wirtschaftswäldern meist Schwarzspechthöhlen, in Naturwäldern aber auch zum großem Teil Faulhöhlen (Schumacher 2006).

Auch im Wienerwald ist die Art ganz vorwiegend auf Schwarzspechthöhlen angewiesen. Zuna-Kratky & Berg (1995) geben für das IBA Wienerwald einen Bestand der Hohltaube von 400-600 Revieren an. Mit kalkulierten 105 Revieren (maximal 0,57 Reviere/10 ha) führen Wichmann & Frank (2003) den Hohltauben-Bestand für den Wienerwald-Anteil des Wiener Stadtgebietes an, wovon 22 Reviere im Lainzer Tiergarten lagen (maximal 0,33 – 0,37 Revieren/10 ha).

Bei der Wahl ihres Brutplatzes stellt die Hohltaube nach Wichmann & Frank (2003) sehr spezifische Ansprüche an den Waldbestand. Insbesondere zeigt die Hohltaube eine klare Präferenz für Waldbestände, deren bestandsbildende Bäume einen signifikant mächtigeren Bruthöhendurchmesser aufweisen als an zufällig verteilten Kontrollpunkten. Im Lebensraum der Hohltaube beträgt der BHD der Bäume im Mittel 56 (\pm 14) cm, der Vergleichswert an den Kontrollpunkten liegt im Mittel bei 42 (\pm 15) cm. Die Dickstämmigkeit der Bäume korreliert weitgehend mit dem Bestandsalter, folglich kann die Hohltaube im Wienerwald in Waldbeständen erst ab den Altersklassen 80-120 Jahre regelmäßig als Brutvogel nachgewiesen werden. Weiters zeichnen sich Vorkommensgebiete der Hohltaube durch ein signifikant höheres Angebot an liegendem Totholz ($p=0,004$) sowie durch einen geringen Kronenschlussgrad aus. Die Hohltaube zeigt hinsichtlich ihrer Bruthabitate eine tendenzielle Bevorzugung buchendominierter Waldbestände ($p<0,058$). Der Anteil der Buche beträgt in Revieren 50 %, an den Kontrollpunkten liegt der Buchenanteil hingegen nur bei 25 % (Wichmann & Frank 2003).

Der Lainzer Tiergarten sowie der Wienerwald als Ganzes werden als national bedeutende Vorkommensgebiete der Hohltaube in Österreich angegeben (Berg & Zuna-Kratky 1992, Sachslehner 1995b, Wichmann & Frank 2003).

4.6.8. Säugetiere

Liegendes Totholz ist ein Habitatelement, das besonders für Kleinsäuger ein wichtiges strukturgebendes Merkmal des Waldbodens bildet. Es bietet den Tieren ein günstiges, feuchtes Mikroklima, Deckung, Höhlungen und Nahrung in Form von Pilzen, Pflanzen und Invertebraten. Deshalb unterscheiden sich Kleinsäugergemeinschaften in totholzreichen Althölzern von jenen totholzärmeren, jüngerer Bestände der gleichen Waldgesellschaft hinsichtlich Artenzusammensetzung und/oder Individuenhäufigkeit. In europäischen Studien zeigten sich bei Rötelmäusen (*Chlethrionomys glareolus*) und Gelbhalsmäusen (*Apodemus flavicollis*) Präferenzen für Flächen mit Reisig, Fallholz und Baumstümpfen (Suter & Schielly 1998). In Buchenmischbeständen der Schweiz belegte eine Studie, dass Rötelmäuse, Gelbhalsmäuse und Waldmäuse (*Apodemus sylvaticus*) totholzreiche Flächen häufiger und intensiver nutzten, wobei Rötelmäuse eher bei schwächerem Totholz und Waldmäuse eher bei stärkerem Totholz vorkamen (Suter & Schielly 1998). Im Lainzer Tiergarten wurde eine Nutzung von Baumspalten im unteren Stammbereich von Buchen durch die Gelbhalsmaus beobachtet (L. Sachslehner; unpubl. Beobachtungen).

Nach Expertenmeinung von Guido Reiter haben generell viele Säugetiere zumindest lose Beziehungen zum Totholz. Stehendes Totholz ist ein wichtiges Tages- und Winterquartier für Fledermäuse und etliche Schläfer. Liegendes Totholz ist ein Winterquartier für Schläfer, auch Mäuse legen gerne ihre Baue darunter an.

Baumrarder (*Martes martes*) wurden von L. Sachslehner (unpubl. Beobachtungen) in totholzreichen Laubwaldbeständen des Lainzer Tiergartens vergleichsweise häufig untertags beobachtet, auf der Suche nach Vogelnestern in Baumhöhlen wurde auch stehendes Totholz in Form von Baumstümpfen („snags“) offenbar gezielt abgesucht. Suter & Schielly (1998) betonen, dass ein gutes Totholzangebot für die Habitatqualität des Baumrarders eine wichtige Rolle spielt.

Selbst das Wildschwein (*Sus scrofa*) hält sich z. B. im Lainzer Tiergarten untertags gerne in der Deckung von groß dimensioniertem liegendem Totholz auf. Auch eine riesige hohle, aber noch lebende Uralt-Eiche wurde in einem Buchen-Traubeneichenwald von einem Eber als Tagesrastplatz genutzt (L. Sachslehner, unpubl. Beobachtungen).

Fledermäuse

Aus dem Wienerwald selbst liegen hauptsächlich faunistische Angaben zu Fledermausvorkommen vor (vor allem Spitzenberger 1990, 2001), gezielte Studien zur Biologie einzelner waldvorkommender Fledermäuse fehlen. Es wird daher vorwiegend auf eine großangelegte Fledermaus-Studie aus Deutschland (Meschede & Heller 2000) zurückgegriffen, die auch in einer Studie zur Beurteilung von Natura 2000-Gebieten in Österreich (Reiter 2005) die Hauptquelle war. Der unmittelbare Bezug von Fledermäusen zum Totholz und zur Totholzmenge ist durch die benötigten natürlichen Baumquartiere wie Spechthöhlen, Baumspalten und abstehende Rinde gegeben.

Fledermäuse sind zu einem guten Teil Kulturfolger, dem Begriff „Waldfledermaus“ werden in Mitteleuropa nur wenige Arten wie Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*), Mausohr (*M. myotis*) und Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) gerecht, die Fähigkeit zur „Waldnutzung“ (Quartier- und/oder Nahrungsraum) ist aber bei vielen Fledermaus-Arten ausgeprägt (Meschede & Heller 2000). Ähnlich wie die Vogelfauna ist die Fledermausfauna stark an die Strukturierung des Waldes gebunden, die eng von der Waldnutzung abhängt. Zur Nahrung der Fledermäuse gehören unter anderem zahlreiche Schmetterlingsarten, die als Forstschädlinge gelten.

Bei der Jagd verteilen sich die Fledermausarten auf alle Straten im Wald. Vom Luftraum oberhalb der Baumkronen bis hin zum offenen Waldboden werden alle Nischen von Fledermäusen zur Jagd genutzt. Die Fledermausarten lassen sich darüber hinaus teilweise einzelnen Waldentwicklungsphasen zuordnen. Hohe Insektenproduktionen, beispielsweise in Bestandslücken und auf Lichtungen, werden gezielt von einigen Arten ausgebeutet (Meschede & Heller 2000).

Für alle 20 regelmäßig in Deutschland auftretenden Fledermausarten konnte die Nutzung des Lebensraumes „Wald“ in unterschiedlich intensiver Form bestätigt werden. Wochenstuben im Wald wurden bei folgenden Arten regelmäßig belegt: Bechsteinfledermaus, Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*), Braunes Langohr (*Plecotus auritus*), Abendsegler (*Nyctalus noctula*),

Kleinabendsegler (*N. leisleri*), Große Bartfledermaus (*Myotis brandtii*), Wasserfledermaus (*M. daubentonii*), Mopsfledermaus und Rauhhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*). Von Kleiner Bartfledermaus (*Myotis mystacinus*), Wimperfledermaus (*M. emarginatus*), Mausohr und Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) nutzen nur gelegentlich einzelne Individuen (zumeist Männchen) natürliche Baumquartiere, Wochenstuben im Wald scheinen für diese Arten die Ausnahme zu sein. Als Jagdgebiet und Nahrungsquelle sind der Wald, Waldrand und die Bestandeslücken für fast alle Arten regelmäßiger Bestandteil ihres Streifgebietes. In der Reihenfolge der abnehmenden Nutzungsintensität treten Bechsteinfledermaus (nahezu ausschließlich), Mausohr, Mopsfledermaus und 17 weitere Arten in Erscheinung (Meschede & Heller 2000).

Als Quartier für Fledermäuse sind im Wald Hohlräume in Bäumen, verursacht durch Fäulnis und Spechte, sowie Spalten hinter abstehender Rinde von hoher Bedeutung. Die einzelnen Arten bevorzugen dabei bestimmte Quartiertypen. Als neuer und für die Waldbewirtschaftung wichtiger Befund kann daher das Ergebnis der Telemetrie der Mopsfledermaus gelten, die nahezu ausschließlich Rindenspalten bewohnt. Häufiger, z. T. täglicher Wechsel lässt auf einen sehr hohen Quartierbedarf schließen. Für die Bechsteinfledermaus wurde der Bedarf eines Wochenstubenverbandes auf mindestens 50 verschiedene Quartiere ermittelt. Auch für andere Arten wurde ein hoher Quartierbedarf dokumentiert (Meschede & Heller 2000).

Meschede & Heller (2000) führen unter den natürlichen Baumquartieren vor allem Spechtlöcher, Stammriss-Baumspalten (tlw. Blitzbäume), abstehende Rinde, Stammfußhöhlen, Fäulnishöhlen durch Astabbruch und Zwieselhöhlen an. Unter dem Typ „Höhle“ werden Spechthöhlen und Fäulnishöhlen/Aufrisshöhlen unterschieden. Letztere brauchen unter Umständen 10-20 Jahre, bis sie besiedelbar werden. Unter dem Typ „Spalte“ wird „außen am Baum“ (sich ablösende Rinde, Borke) und „innen im Baum“ (z.B. Fäulnis im Dach von Spechthöhlen, an Astabbrüchen, an Blitzspalten) unterschieden. Unter anderem wird festgehalten, dass das Höhlenangebot von der Siedlungsdichte der Spechte abhängt, diese ist wiederum abhängig vom Alter der Bestände und vom Laubholzanteil. „Förderung und Schutz von Spechten ist also auch Fledermausschutz.“

Meschede & Heller (2000) halten 10 % Totholz (10 Tot- bzw. Altbäume bei 100 Bäumen/ha) für bewirtschaftete Naturschutzgebiete für ausreichend. Der Vorschlag, 10 % der Bäume – bevorzugt gruppenweise - überhaupt aus der Nutzung zu nehmen, wird für den Fledermausschutz grundsätzlich für geeignet gehalten. Im Umkreis von Wochenstuben sollten zwischen Mitte April und Mitte Juli keine Forstarbeiten stattfinden.

Im Detail werden von Meschede & Heller (2000) unter anderem folgende Empfehlungen für die Forstwirtschaft abgeleitet:

(a) Die Betriebsform sollte keine Freiflächen größer als 0,5 bis 1 ha vorsehen.

(b) Aufbau eines Quartierverbundes auf zwei Ebenen mit dem Ziel, dauerhaft und langfristig ein Höhlenangebot von 25-30 Höhlen pro Hektar Altbestand, entsprechend 7-10 Bäumen, bereitzustellen (Kennzeichnung der Bäume):

Ebene 1: Sicherung eines Höhlenbaumnetzes, in dem bereits Specht- oder Fäulnishöhlen, Stammrisse, abstehende Rinde vorhanden sind. Die Abstände zwischen Höhlenzentren sollten 1000 m nicht überschreiten.

Ebene 2: Aufbau eines Nachfolger-Netzes für Bäume der Ebene 1. Dabei sollten bevorzugt Bäume ausgewählt werden, die bereits Anzeichen von Höhlen oder ökologischen Qualitäten wie Pilzbefall aufweisen (Anwärter).

(c) Deutliche Kennzeichnung und Erhalt von bekannten Fledermausquartierbäumen.

(d) Umbau von Nadelholzreinbeständen in Mischbestände mit standortheimischen Baumarten mit Erhöhung der Umtriebszeit bzw. Zielstärke.

Bezogen auf den Wienerwald können wie in laubwalddominierten Waldgebieten Deutschlands, auch nach Meinung des Fledermausexperten Guido Reiter, Bechsteinfledermaus und Mopsfledermaus als besondere Zielarten des Naturschutzes fungieren. Hinweise auf Wochenstuben gibt es für beide Arten aus dem Lainzer Tiergarten, wo insgesamt 13 Fledermausarten nachgewiesen wurden (Spitzenberger 1990). Auch nach Spitzenberger (1990) sollte die Erhaltung von Höhlenbäumen bzw. hohlen Bäumen auf Grund des häufigen Quartierwechsels von Fledermäusen grundsätzlich immer in Gruppen erfolgen. Um aber konkretere Aussagen über Wald-Fledermäuse für den Wienerwald treffen zu können, ist nach der Expertenmeinung von Guido Reiter zunächst eine Kartierung der Kernzonen notwendig!

Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*)

Beinahe ausschließlich auf Wälder beziehen sich die Schutzvorschläge für die Bechsteinfledermaus (Reiter 2005), für die das Jagdgebiet in geschlossenen Wäldern mit 21 ha und in fragmentierten Wäldern mit 47 ha angegeben wird. Bechsteinfledermäuse zeigen eine extrem hohe individuelle Bindung an ihre Jagdgebiete auch in aufeinanderfolgenden Jahren. Für den Schutz hat daher die Langfristigkeit eines Waldlebensraumes eine hohe Bedeutung. Das Mindestareal im Optimalbiotop wird für einen 20-köpfigen Wochenstubenverband der Bechsteinfledermaus auf 250-300 ha strukturreichen Laubwald mit nicht zu dichtem Unterwuchs (20-30 %) hochgerechnet (Meschede & Heller 2000). Die Quartiere liegen in Baumhöhlen (sekundär Fledermaus- und Vogelnistkästen) und werden innerhalb des Gebietes oft gewechselt. Der Schutz sollte sich an ganzen Kolonien und deren Jagdlebensraum orientieren (inklusive naturnaher Bäche und Kleingewässer, staunasser oder feuchter Bereiche, blütenreicher Säume etc.). Bodenständige Wälder (v.a. Buchen- und Eichenwälder) sollten naturnah erhalten und entwickelt werden (altersheterogener mehrschichtiger Bestandsaufbau mit ungleichmäßigem Kronenschluss von ca. 80 %, Strauch- und Krautschicht von etwa 25 bis

30 %). Für einen günstigen Erhaltungszustand hinsichtlich Quartierangebot sollten mind. 25 Baumhöhlen pro ha Altbestand bzw. mehr als 7 Höhlenbäume/ha vorhanden sein (Reiter 2005, Meschede & Heller 2000).

Guido Reiter gab beim Experten-Workshop einen Richtwert von mindestens 50 Baumhöhlen pro 250 ha, damit sich eine Kolonie etablieren kann. Der Wald darf weder zu locker noch zu dicht sein. Die Bechsteinfledermaus nutzt v.a. alte Spechthöhlen. Man kann bis zu 30-40 Individuen in einer Höhle antreffen. Da die Höhlen oft gewechselt werden, sind größere Alt- und Totholzinseln aus der Perspektive der Bechsteinfledermaus sicherlich vorteilhaft.

Eine Erfassung der Bechsteinfledermaus ist schwierig, da eine Artansprache nach Guido Reiter mit Detektor nicht bzw. nur sehr eingeschränkt möglich ist.

Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*)

Die primären Quartiere (Tagesquartier und Wochenstuben) der Mopsfledermaus liegen unter abstehender Borke von Bäumen sowie in Baumhöhlen (sekundär Fledermauskästen, Gebäude), die Art jagt nahezu ausschließlich in Wäldern mit hohem (struktureichen) Laubwaldanteil (am besten mehr als 50 %). Als besonders günstig werden 5 Baumspaltenquartiere pro ha Wald angegeben (abstehende Borke, Baumspalten), da die Art oft einen Quartierwechsel vornimmt (Reiter 2005, Meschede & Heller 2000).

Die Mopsfledermaus lässt sich mit dem Detektor sicher erfassen. Sie ist ein Nachtfalterspezialist. Es gibt nach Expertenmeinung von Guido Reiter aber zu wenige Studien über diese Art.

In einer italienischen Studie zur Schlafquartierwahl von Mopsfledermäusen in Buchenwäldern zeigte sich eine klare Bevorzugung von nicht genutzten Naturwäldern gegenüber Wirtschaftswäldern, offenes Waldland mit Weideflächen wurde für die Quartierwahl gemieden (Russo et al. 2004). Generell wurden für die Quartierwahl tote und absterbende Buchen mit überdurchschnittlicher Höhe und südseitig abstehender Borke bevorzugt. In Wirtschaftswäldern sollten tote und alte Bäume erhalten bleiben, da selbst von kleinen Kolonien eine hohe Zahl von Quartierbäumen benötigt wird (Quartierwechsel alle 1-6 Tage bei n=13 Tieren).

4.7. Schwellenwerte

Angesichts der enormen Vielfalt totholzabhängiger Organismen, von denen jeder ganz spezifische Ansprüche hat, ist die Frage nach dem „Wie viel?“ nicht einfach zu beantworten. Ranius & Fahrig (2006) folgern aufgrund theoretischer Überlegungen, dass für die Biodiversität insgesamt kein echter Schwellenwert (z.B. als Empfehlung für den Wirtschaftswald) angegeben werden kann, da bestimmte Arten Totholz mengen benötigen, die nur in Urwäldern zu finden sind. Für diese Arten führt daher kein Weg an einer Ausweisung von Totalreservaten vorbei bzw. müssen für sie spezielle Artenschutzmaßnahmen gesetzt werden.

Dass es für einzelne Arten möglich ist, Schwellenwerte zu ermitteln, zeigt jedoch z.B. die Schweizer Studie über den Dreizehenspecht (Bütler & Schlaepfer 2004, Bütler et al. 2004). Vergleichbar präzise Arbeiten sind aber bisher kaum durchgeführt worden (Davies et al. 2006) und auch mittelfristig für nur wenige Arten zu erwarten. Für artenreiche Gruppen, wie etwa Pilze oder Käfer, gibt es jedoch zumindest Hinweise darauf, dass bei größeren Totholz mengen die Zahl an totholzbewohnenden Arten nur mehr langsam ansteigt (Martikainen et al. 2000; vgl. Abb. 4-7).

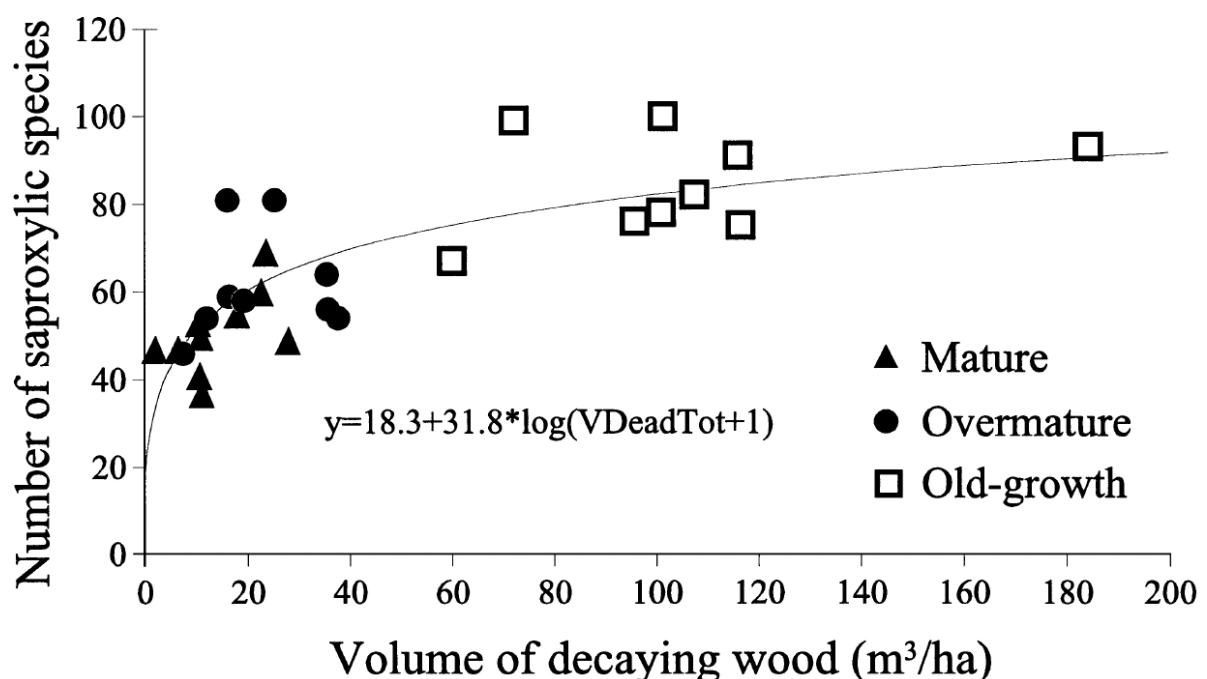


Abb. 4-7: Zusammenhang zwischen Volumen des Totholzes und der Anzahl der totholzbewohnenden Käfer in finnischen Fichtenwäldern (aus Martikainen et al. 2000).

D.h. bei einer Zunahme von z.B. 3% Totholzanteil im Vorrat auf 6% verdoppelt sich die Zahl der Arten, während z.B. von 12% auf 15% nur mehr einige wenige Arten neu hinzukommen. So gesehen lassen sich im Wirtschaftswald für die Sicherung und Erhaltung der Biodiversität plausible Schwellenwerte herleiten.

Als Richtzahl für das anzustrebende Totholzvolumen in Wirtschaftswäldern nennt Korpel (1997a) 10-12% des durchschnittlichen Volumens des betreffenden Naturwaldes. Diese Volumen kann je nach Vegetationsstufe zwischen 9 und 21 m³/ha schwanken, wobei der Anteil an stehendem Totholz 40% und jener an liegendem 60% betragen sollte. Erdmann & Wilke (1997) nennen in Buchenwirtschaftswäldern hinsichtlich des Totholzes als Minimumfaktoren

zum einen mittelstarkes und starkes Totholz mit Durchmessern über 20 cm und Längen über 2 m, zum anderen stehendes Totholz mit und ohne Krone. Müller (2005a) legt aufgrund von Berechnungen in Buchenaltbeständen den Schwellenwert für die Größe der Naturnähezeigern unter den xylobionten Käfern 38-60 m³/ha fest. Erst ab dieser Schwelle können die an Altbäume und Totholz-Reifestrukturen gebundenen Käferarten überleben (Schmidl 2006).

Neben der Menge des Totholzes, spielt auch die Qualität des Totholzes eine wichtige Rolle. Entscheidend für die Biodiversität der totholzbewohnenden Fauna und Flora ist auch das räumlich und zeitlich kontinuierliche Vorhandensein eines breiten Totholzspektrums, sei es stehendes oder liegendes, starkes oder schwaches Totholz, im frühen oder späten Zersetzungsstadium (Harmon et al. 1986, Speight 1989).

Auf der Basis unserer Recherche und der obigen Überlegungen sollte in den Wirtschaftswäldern des Wienerwaldes das Totholz durchschnittlich zwischen 5 und 10% des lebenden Vorrats ausmachen.

Im Wienerwald beträgt der durchschnittliche Vorrat von Beständen > 80 Jahre zwischen 400 und 600 m³/ha (siehe Abb. 3-7). Umgerechnet auf die „Ideal-Buche“ mit einem BHD von 50 cm (siehe Berechnung Seite 16), entspricht diese Menge 133 bis 200 Bäumen pro ha. 5% des lebenden Vorrats entsprechen rund 8 bis 10 Bäumen pro ha, 10% des lebenden Vorrats rund 16 bzw. 20 Bäume pro ha.

Als Richtwert kann man daher angeben, dass im Wienerwald zwischen 8 und 20 Laubbäume pro ha (vornehmlich Buche oder Eiche) als Totholzanwärter oder Totholzbäume zur Verfügung stehen sollten, um eine durchgängige Totholzmatrix (im Wald) für die Totholzorganismen zu gewährleisten.

Literaturverzeichnis zu Kap. 4: siehe Kapitel 5.5

5. Diskussion und Schlussfolgerungen

5.1 Sicherung der Biodiversität im Wirtschaftswald

5.1.1. Allgemeine Aspekte

Grundsätzlich muss das Ziel eines sinnvollen Waldnaturschutzes sein, die für den Wald typischen, natürlichen Lebensgemeinschaften und –arten (forest dependent species) zu erhalten (Schulte 2005) und nicht, ein Maximum an Artenvielfalt zu erreichen, etwa durch die Förderung störungstoleranter Allerweltsarten. Naturschutz im Wald muss die Aspekte des Arten-, Biotop- und Prozess-Schutzes berücksichtigen und integrieren. Sturm (1993) schlägt eine Reihe von Maßnahmen für den Prozessschutz in einer naturgerechten Waldbewirtschaftung vor:

1. Einrichtung eines Netzes von nicht oder nur gering bewirtschafteten Waldflächen (Holzentnahme maximal 10 m³/ha pro Jahrzehnt) sowie eine ganzflächige prozessorientierte Bewirtschaftungsform
2. Naturnahe Baumartenwahl
3. Naturverjüngung
4. Einzelstammnutzung (entspricht kleinflächigen Störungsmustern, sogenannten „gaps“)
5. Erhalt von mindestens 1/10 der Bäume im Altbestand.

Bei der Erhaltung und Entwicklung von naturnahen dynamischen Waldökosystemen ist die Nutzung des Rohstoffes Holz selbstverständlich eingeschlossen, d.h. im Idealfall sollten die Zielsetzungen und Forderungen von Naturschutz und Forstwirtschaft identisch sein (Sturm 1993). Nur eine ökologisch nachhaltige Waldbewirtschaftung und ein Verbundsystem von Waldschutzgebieten und „Altholzbeständen“ im Wirtschaftswald auf der Landschaftsebene sichern langfristig das Überleben der totholzbewohnenden Organismen und damit ein Großteil der Biodiversität im Wald. Folglich ist auch eine extreme Trennung von nicht genutzten Waldschutzgebieten auf der einen Seite und intensiv genutzten („totholzfremen“) Wirtschaftswäldern auf der anderen Seite aus Naturschutzsicht zumindest problematisch (Heiß 1991, Kleinevoss et al. 1996).

5.1.2. Totholzplanung im Wirtschaftswald – theoretische Überlegungen

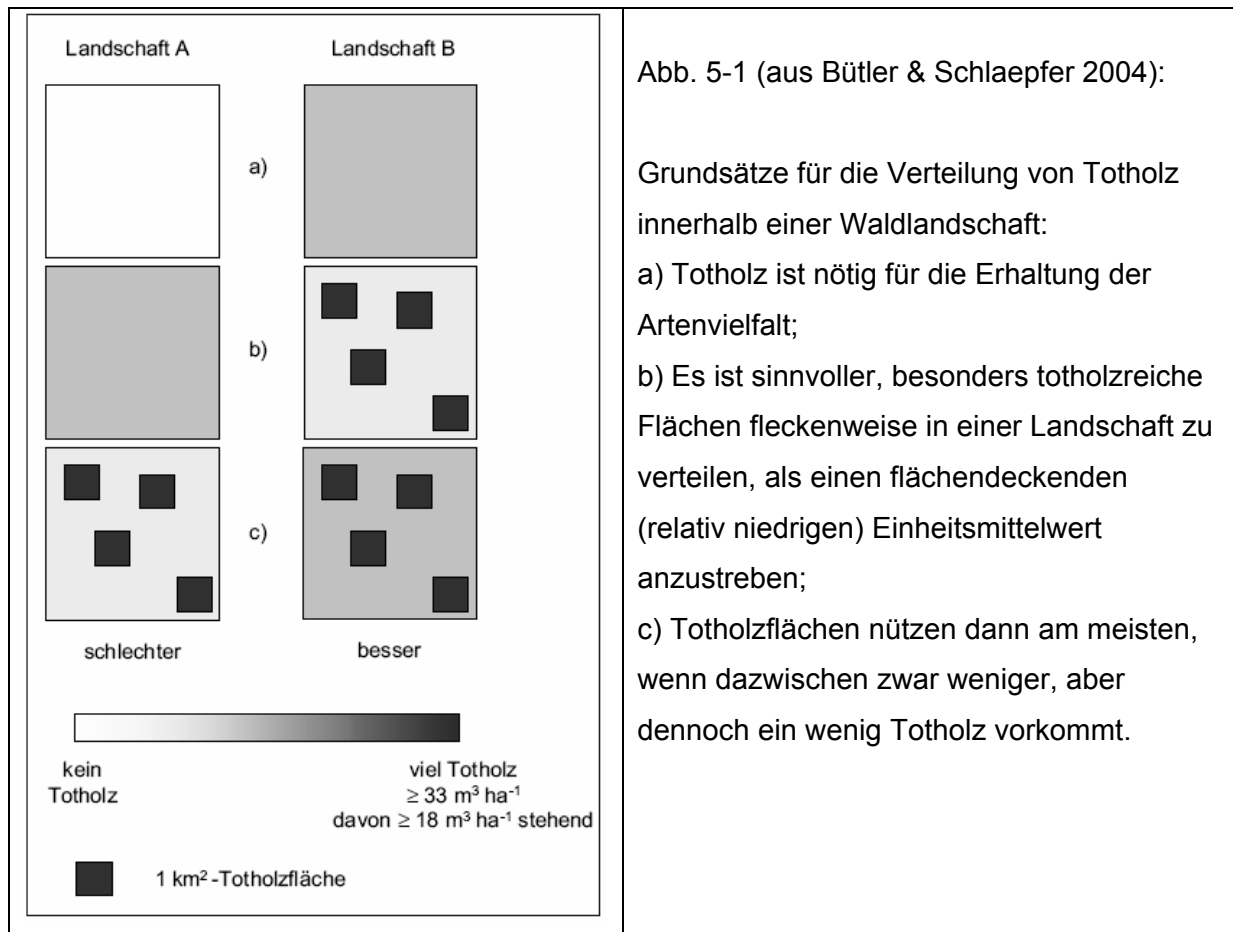
Der Naturschutzwert eines bestimmten Totholzangebotes hängt von der absoluten Menge, der Qualität, sowie der räumlichen Verteilung des Totholzes ab. Während die absolute Menge an Totholz rasch erhöht werden kann, braucht es oft Jahre bis einige Jahrzehnte, bis Totholz in bestimmter Qualität (Zersetzung) entstehen kann. Bei den Richtwerten für ein langfristiges Totholzmanagement ist daher nicht der Blick auf die nahe, sondern auf die ferne Zukunft von

ausschlaggebender Bedeutung. Totholzplanung heißt also, für die kommenden Jahrzehnte zu planen.

Das Metapopulationskonzept bildet die geeignete Grundlage für theoretische Überlegungen, wie, wo und in welchem Umfang Totholz im Wirtschaftswald erhalten und angereichert werden sollte. Populationen von Tier- und Pflanzenarten sind nicht gleichmäßig im Raum verteilt. Insbesondere auf bestimmte Standortsbedingungen spezialisierte Arten bilden eine Vielzahl kleiner, oft stark isolierter Populationen aus. Aber auch die Fragmentierung eines Lebensraums (z.B. Zerstückelung eines großflächigen Waldes durch Rodungen) verursacht eine räumliche Verinselung von Populationen. Die Metapopulation umfasst eine Gruppe von Teilpopulationen, die untereinander nur über einen eingeschränkten Genaustausch verfügen. Wenn eine Teilpopulation lokal ausstirbt, kann es je nach Entfernung und Qualität des Standorts sehr lange dauern, bis durch Migration eine Wiederbesiedlung stattfindet (Levins 1969, Hanski 1991). Bei guter Habitatqualität und –quantität kann sich dauerhaft eine Teilpopulation etablieren, die eine stete Ausbreitungsquelle darstellt (Quellpopulation = „source population“). Andererseits gibt es auch Teilpopulationen, die nur aufgrund permanenten Nachschubs aus einer Quellpopulation aufrecht erhalten werden können; diese nennt man „sink populations“.

5.1.3. Verteilung und Quantität des Totholzes im Wirtschaftswald

Auf Basis des Metapopulations-Konzeptes entwickelten Bütler & Schlaepfer (2004) ihre Grundsätze für die Verteilung von Totholz innerhalb einer Waldlandschaft (Abb. 5-1). Demnach sind hochqualitative Zentren notwendig, in denen sich Quellpopulationen etablieren können. Die Matrix zwischen diesen „Habitatinseln“ darf aber nicht ganz undurchlässig sein, damit es zumindest phasenweise zu einem Austausch der Teilpopulationen kommen kann.



Fast alle Autoren sehen eine Kombination aus Totalreservaten mit naturnah bewirtschafteten Wäldern, in denen eine Anhebung der Totholzmenge erfolgt, als wesentliches Ziel für die Sicherung der Biodiversität an. Die Empfehlungen für die Ausdehnung der Totalreservate, auch für die Quantität des Totholzes im Wirtschaftswald, schwanken je nach Interessenslage und Diskussionsstand aber sehr stark. Es ist klar, dass aus betriebs- und forstwirtschaftlicher Sicht die Zahlenwerte eher am unteren und aus Sicht der Naturschutz-NGOs am oberen Ende der Skala rangieren werden. Frühe vorsichtige Schätzungen liegen etwa bei 5-10 Fm/ha (1-2% des Vorrats) bzw. 5 Totholzbäume pro ha (Ammer 1991, Detsch et al. 1994, Städtler 1995) und einem Flächenanteil von 2% für Totalreservate im Wald (Ammer 1991). Auf Basis neuerer Forschungsergebnisse werden nun aber doppelt bis dreimal so hohe Mengen empfohlen. Eine europaweite Empfehlung des WWFs (2004) geht von einem durchschnittlichen Zielwert von 20-30 m³/ha bis zum Jahr 2030 aus.

Laut Meyer (1999) führt ein Totholzanteil von über 10% zu Mindererträgen für den Forstbetrieb. Zur Problemlösung ist es daher notwendig, die Forstbetriebe mittels finanzieller Förderungen (Vertragsnaturschutz) zu „entschädigen“. Vertragsnaturschutz ist auch insofern sinnvoll, als er unter Umständen keine allzu hohen Kosten verursacht. Bei der Betrachtung von Einzelbäumen kann man nämlich oft einen Zusammenhang zwischen wirtschaftlich geringem Wert und ökologisch-naturschutzbiologisch hohem Wert feststellen, wie etwa bei Höhlenbäumen.

5.1.4. Qualität des Totholzes

Ausschlaggebend bei Förderung und Erhaltung des Totholzes ist nicht allein die Menge und räumliche Verteilung, sondern vor allem auch die Qualität.

Erdmann & Wilke (1997) nennen folgende Ziele bei der Entwicklung des Totholzvorrates in Buchenwirtschaftswäldern:

- (a) Verhältnis von stehendem zu liegendem Totholz 1 zu 3
- (b) Totholzvolumen der Kategorie III (BHD > 20cm) 10m³/ha (= 1-2% des Vorrats)
- (c) lange Totholzstücke als ganzes belassen und nicht in kleinere Stücke zerschneiden

Weiss & Köhler (2005) erachten bei den Totbäumen folgende Merkmale als wichtig und praxisrelevant: Besonnung, Verpilzung und Isolation. Die Annahme von Weiss & Köhler (2005) lautet:

„Eine Zunahme der Totholzanteils im Wirtschaftswald lässt nur dann eine große Zunahme xylobionter Käferarten erwarten, wenn mit dem Absterben großer Bäume (Verpilzungssukzession) in Form von Baumgruppen (geringe Isolation) Bestandeslücken entstehen, die zu kleinräumigen, für Totholzkäfer günstigen klimatischen Veränderungen (Besonnung) führen. Diese Forderung spiegelt die ökologische Prädisposition vieler Totholzkäfer wider, wobei eine Anpassung an den natürlichen Verfall alter Baumbestände, reiches Totholzangebot und verstärkte Sonneneinstrahlung Hand in Hand gehen“.

(1) Eine erfolversprechende Totholzstrategie in der Praxis wäre demnach das Anlegen von Baumgruppen, das mehrere Bäume oder größere Gruppen dem natürlichen Verfall überlässt; weniger geeignet hingegen ist ein Konzept, dass das Belassen von Einzelstämmen als Totbäumen im Bestand vorsieht. Baumgruppen sind wirksamer als einzelne Bäume.

Mit anderen Worten: Würde man einen Baum pro ha zur Verfügung stellen, sollten eher Gruppen von 10 Bäumen/10 ha („Altholzinseln“, Altbaumgruppen), als je 1 Baum/1ha der natürlichen Entwicklung überlassen werden. Nimmt man mehr als 1 Baum/ha aus der Nutzung, könnten die Altbaumgruppen zusätzlich durch Einzelbäume vernetzt werden. Kommt eine Altbaumgruppe in die fortgeschrittene Zerfallsphase, müsste rechtzeitig in räumlicher Nähe eine neue Altbaumgruppe zur Verfügung gestellt werden.

(2) Ein weiteres Mittel zur Förderung der Totkäferfauna ist eine generelle Erhöhung des Nutzungsalters. Maßnahmen können auch an Bestandesrändern (Sonne, Licht) stattfinden.

Nach Berechnungen von Erdmann & Wilke (1997) müssten in Buchenwirtschaftswäldern für die Aufrechterhaltung der Totholznachhaltigkeit (Aufbau und Erhaltung des angestrebten Totholzvorrates) in einem Zeitraum von 10 Jahren rund 12 m³ Totholz/ha zur Verfügung gestellt

werden. Diese Ziel kann dadurch erreicht werden, dass künftig mehr Bäume der Vitalitätsklasse V3 (absterbend) im Bestand zugelassen werden als bisher. Deshalb kann sich in Buchenwirtschaftswäldern die Ermittlung des Totholzvorrates auf Totholz mit Durchmessern von > 20 cm BHD und auf die Ermittlung des Vorrates an Bäumen der Vitalitätsklasse V3 beschränken.

5.2. Praktische Umsetzbarkeit der Totholzförderung und -anreicherung

Grundsätzlich ist in der forstlichen Praxis die Bereitschaft gewachsen, vermehrt Totholz in Wirtschaftswäldern zu belassen (Schiegg 1998). Nach Schiegg (1998, 1999) schlägt sich das Belassen von Totholz in der Bilanz eines Betriebes auch hinsichtlich der Kosten positiv nieder, da große Mengen Totholz ausgleichend auf das Mikroklima des Bodens wirken und die Naturverjüngung fördern. Immer wieder vorgebrachte Einwände gegen eine Anreicherung von Totholz im Wirtschaftswald (z.B. umstürzender Baum ist eine Gefahrenquelle für Waldarbeiter bzw. Waldbesucher und kann beim Umfallen andere Bäume schädigen; liegendes Totholz erhöht die Unfallgefahr von Waldarbeitern und erschwert die Fäll- und Rückearbeiten; Schädlingsvermehrung; Totholz verursacht Kosten, da nutzbares Holz nicht mehr vermarktet wird) sind in Einzelfällen richtig, sprechen allerdings nicht grundsätzlich gegen eine Anreicherung von Totholz im Wirtschaftswald (Schiegg 1998; vgl. etwa auch Landesforste Mecklenburg-Vorpommern 2002).

Umsomehr ist insbesondere die Gestaltung eines ökologisch nachhaltigen, kontinuierlichen Nebeneinanders von Totholz in verschiedenen Zersetzungsstufen und bewirtschafteten Baum-Beständen auf engem Raum eine der größten Herausforderungen für die Naturschutzpraxis in Wirtschaftswäldern (Möller 2005). Dabei ist es aus Naturschutzsicht nicht zielführend, ein bestimmtes Totholzangebot in kurzer Zeit künstlich zu erzeugen, um ein festes „Plansoll“ pro ha zu erfüllen. Insbesondere zufällig angefallenes Totholz sollte eine wesentliche Rolle im Rahmen eines Totholzkonzeptes im Wirtschaftswald spielen (Meyer 1999).

Albrecht (1991) stellt aus der Sicht des Naturschutzes folgende 3 Forderungen:

- (1) Erhöhung der Totholzmenge durch Belassung des wirtschaftlich nicht oder nur schwer verwertbaren Holzes im Bestand, wie stehendes und liegendes Bruchholz, Höhlenbäume, Zwiesel- und krüppelwüchsige Bäume. Städtler (1995) nennt als potentiell Totholz lebende Bäume mit (i) gravierenden Rindenschäden, (ii) beginnendem Pilzbefall, (iii) einzelnen starken Faulästen, (iv) beginnendem Käferbefall, (v) starken Fällungsschäden, (v) wirtschaftlich unrentablen Wuchsformen, wie starker Drehwuchs, Tiefzwiesel oder starke Spannrückigkeit.
- (2) Verbesserung der Totholzqualität durch Förderung von Baumarten und Holzdimensionen, die für Totholzorganismen besonders wichtig sind. Dazu zählen besonders freistehende starke

Eichen und Linden, aber beispielsweise auch Zitterpappeln, Birken, Weiden und Erlen, die relativ rasch günstige Totholzqualitäten entwickeln.

(3) Flächendeckende und nachhaltige Sicherung von Totholzstrukturen durch Erhöhung von Umtriebszeiten und Starkholzvorräten, Sicherung von Alt- und Totholz in kleinflächiger bis einzelbaumweiser, jedoch großräumig vernetzter Verteilung auf der gesamten Waldfläche sowie in besonderen Reservaten.

Diese Forderungen decken sich auch mit jenen von Schiegg (1998), die davon ausgeht, dass sich Waldbewirtschaftung und Totholzförderung nicht ausschließen. Für Schiegg (1998) sind es vor allem „Unterlassungen“, wie Nutzungsverzicht in unzugänglichen Lagen, Stehenlassen von Einzelbäumen und Baumgruppen oder Zurückhaltung bei der Räumung von Windwürfen, die das Totholz im Wirtschaftswald fördern helfen.

Anreicherung von Totholz im Wald kann einerseits durch Naturschutz-Maßnahmen, wie Nicht-Nutzung von Einzelbäumen (Totholzanwärter), Baumgruppen (Altholzinseln), Beständen (Naturwaldzellen) oder Gebieten („Kernzonen“), andererseits durch Waldbau-Maßnahmen erfolgen. Die waldbaulichen Maßnahmen zur Anreicherung von Totholz im Wirtschaftswald sind beschränkt. So sind Änderungen der Durchforstungsansätze zur Konkurrenzregelung aus Gründen der Stabilität oft kaum möglich.

Im Privatwald müssen entstehende wirtschaftliche Verluste zudem finanziell ausgeglichen werden (Städing 1994), da ein entschädigungsloser Verzicht auf die Nutzung von Waldteilen von vielen Waldbesitzern vermutlich nicht mitgetragen werden würde. Folglich ist im Wirtschaftswald die durchschnittliche Totholzmenge/ha ökonomisch limitiert; die maximale Ziel-Obergrenze wird mit rund 10% des lebenden Vorrats angegeben.

In der Literatur wird eine Reihe von (passiven und aktiven) Maßnahmen vorgeschlagen, um die Situation von Totholz im Wirtschaftswald zu verbessern. Tab. 5-1 gibt einen Überblick über die am häufigsten genannten Empfehlungen.

Tab. 5-1: Passive und aktive Maßnahmen zur Erhöhung des Totholz-Angebots im Wirtschaftswald.

Art der Maßnahme	Maßnahme	Anmerkungen
aktiv	Herausnahme aus der Nutzung	Das betrifft vor allem Waldgebiete, die geringe Produktionskraft besitzen, schwer zu bewirtschaften sind oder naturschutzbiologische Besonderheiten aufweisen; z.B. Naturwaldzellen im Wienerwald; jedoch sollten auch auf wüchsigen Standorten Waldschutzgebiete etabliert werden.
passiv	Unterlassen von forstlichen „Sanitärmaßnahmen“ sowie Zulassen von Absterbeprozessen bzw. Totholz sukzessionen	Belassen aller Höhlen- und Horstbäume sowie pilzbefallener Bäume (in Buchenwäldern sind Buchen, die mit Zunderschwamm befallen sind, ideal für eine rasche Totholzanreicherung); potentielle „Totholz anwärter“, wie absterbende alte Bäume oder Überhälter (insbesondere bei Eichen) nicht aus dem Bestand entfernen, sondern ihrem natürlichen „Schicksal“ überlassen; „unbemerkt“ abgestorbene Bäume im Wald belassen (z.B. Blitzbäume, vergessene Käferbäume)
passiv	Forstlich „minderwertige Bäume“ natürlich altern lassen; dies stützt zukünftig die Förderung des starkdimensionierten Totholzes.	Beispiel Faulholz: Belassen von Bäumen mit erkennbaren Faulstellen oder Symptomen im Wald. Falls dieses Holz dennoch entnommen wird, wäre der Verbleib hoher Stöcke wünschenswert, die ohnehin kaum mehr einen ökonomischen Ertrag bringen.
passiv	Beschränkung der „Aufarbeitung“ von Windwurfflächen	Keine Aufarbeitung von Windwürfen bzw. Kronenabbrüchen; derartige Katastrophen haben in Laubwäldern für die Schädlingsvermehrung ohnehin kaum eine Bedeutung und sind somit auch für den Förster akzeptabel: (i) Aufarbeitung ganz unterlassen; (ii) Aufarbeitung nur des wertvollen Stammholzes; Industrieholz (starkes Kronentotholz) belassen (kein Selbstwerbereinsatz); (iii) keine Aufarbeitung „defizitärer Sortimente“.
passiv	Hinterlassen (eines Teils) gefällter „Durchforstungsbäume“ als liegendes Totholz.	
passiv	Verlängerung der Umtriebszeit (des Rotationszyklus)	Verlängerung der Umtriebszeiten oder Erhöhung der Zieldurchmesser (ist aus ökonomischen Gründen vermutlich nur in Ausnahmefällen machbar).
aktiv	Einzelstammweise Markierung von Altbäumen, die dauerhaft aus der Nutzung genommen werden, damit sie die natürliche Altersgrenze erreichen können.	Für eine zügige Totholzanreicherung sollten Bäume ausgewählt werden, die bereits eine geringe Vitalität besitzen bzw. von geringem wirtschaftlichen Interesse sind; für langfristige nachhaltige Totholzanreicherung sollten allerdings Bäume unterschiedlicher Vitalitäts- und Altersklassen dauerhaft außer Nutzung gestellt werden. Beispiel bewirtschafteter Buchenwald (Elmer 2002): 14 Prozent der Altbuchen (= 12 Bäume pro ha; = 7% des gesamten Holzvorrates) können (ohne ökonomischen Nachteil) bis zum

		natürlichen Zerfall im Bestand belassen werden.
aktiv	Schaffung von Altholzinseln (unterschiedlichen Alters).	Aktive Auswahl von Gehölzgruppen innerhalb des Wirtschaftswaldes (Altholzinseln) zur Vernetzung der Totholzbestände in Kernzonen (z.B. in schwer zugänglichen oder ertragsarmen Gebieten); Ausweisung von Altholzinseln mit Alters- und Zerfallsphase für Wiederbesiedlung; auf der gesamten Waldfläche viele verschiedene Totholztypen/Zersetzungsstadien belassen, um genügend Lebensraum insbesondere für die spezialisierten Arten zu schaffen.
aktiv	Förderung der Pionierbaumarten, die eine geringe Lebenserwartung haben (daher erfolgt eine rasche Totholznachlieferung).	Aktive waldbauliche Maßnahme, die eine Vielfalt der Baumarten fördert und daher auch die Vielfalt der spezialisierten Totholzkäfer und -pilze.
aktiv	Aktive Maßnahmen, die zum „Baumtod“ führen.	Beispiel: Ringelung, insbesondere bei exotischen Gehölzen (Götterbaum etc.).
aktiv	Erhalt sonnenständigen Totholzes.	Aktive Freistellung einzelner Bäume (z.B. alte Eichen für Eichenbock, alte Buchen für Alpenbock) zur Förderung heliophiler, photophiler Käfer.
aktiv	Totholz in der Zukunft durch Sicherung der Verjüngung einzelner Baumarten.	Sicherung der (Eichen)-Verjüngung durch Zäunung ist oft notwendig.
aktiv	Durchforstung	Einzelne Bedränger von Zukunftsbäumen so fällen, dass Hochstümpfe, die sich als Biotopbäume für Totholzbewohner eignen, zurückbleiben.
aktiv	Bestehende Totholzinseln mit totholzreichen Korridoren bzw. durch totholzreiche Wald-Matrix verknüpfen; Vernetzung mit Waldschutzgebieten und Naturwaldreservaten (Verbundsysteme); vgl. Abb. 5-1.	Eine homogene Verteilung von Totholz zwischen einem Netzwerk an Altholzinseln (siehe Bütler & Schlaepfer 2004) wirkt sich nachweislich positiv auf die Xylobiontenfauna aus (Schiegg 2000a,b) und ist daher aufgrund des eingeschränkten Dispersionspotentials vieler gefährdeter Xylobionten auch im Wirtschaftswald anzustreben; der Anteil stehender Komponenten sollte mindestens 40% betragen.

5.2.1. Waldbewirtschaftung und Totholz für Vögel

Für die anzuwendenden Vorschläge ist auch die jeweilige Ausgangssituation und das Bestandsalter von großer Bedeutung. Müller (2005a) unterscheidet für Buchenwälder fünf Bestandestypen, die unterschiedlich zu handhaben sind (I. Vollnaturschutzgebiete, II. Buchenwaldbestände über 180 Jahre, III. Altbuchenbestände über 140 Jahre, IV. Buchenbestände von 70-140 Jahren sowie V. Buchenbestände unter 70 Jahre). In den für den Wienerwald v.a. relevanten Kategorien IV und V muss Totholz besonders stark gefördert werden. Die größte Wirkung könnte man für Vögel und Käfer in der Kategorie III erzielen (Müller 2005a). Müller (2005a) betont entsprechend seinen Untersuchungen an Käfern und Vögeln in Buchenwäldern auch, dass ein generelles Baumalter von 120 bis 140 Jahren in

Wirtschaftswäldern nicht ausreicht, um bestimmten Tierarten geeignete Lebensräume zu bieten. Wichtige Kleinstrukturen an Buchen entstehen erst bei einem höheren Alter (etwa ab 180 Jahren) und können in ökologischer Hinsicht nicht durch forstliche Maßnahmen (schnellere Zielstärkenerreichung, Erzeugung großkroniger Buchen) kompensiert werden. Wenn auch hier keine generelle Verlängerung von Umtriebszeiten gefordert wird, sollte eine solche auf schlechteren Standorten und für einzelne Betriebe in Erwägung gezogen werden.

Flade et al. (2004) halten für die Waldvogelwelt Deutschlands, die ein Hauptbestandteil der indigenen Vogelfauna ist, fest, dass keine einzige Waldvogelart zwingend auf Urwälder bzw. nutzungsfreie Wälder angewiesen ist. Das heißt, dass der Erhalt der kompletten Waldvogelfauna im Wirtschaftswald nicht nur notwendig, sondern auch möglich ist. Zuletzt befand sich die indigene Waldvogelfauna nach Flade et al. (2004) durch die Umstellung der Forstwirtschaft auf naturnähere Waldbau- und Bewirtschaftungskonzepte und weniger intensive Holznutzung in einer Phase der Konsolidierung. Gatter (2004) stellt entsprechend fest, dass Wohlstand die Totholzzunahme fördert und verweist auf zunehmende Totholz mengen in deutschen Wäldern seit den 1970er Jahren von unter 5 Festmeter/ha auf durchschnittlich 11,5 m³/ha 2001/2002. Diese Feststellungen lassen sich vermutlich auch auf den Wienerwald übertragen, wenn man etwa an die zunehmende Zahl von Weißrückenspecht-Brutzeitbeobachtungen in den letzten 15 Jahren (Zuna-Kratky 1994, Zuna-Kratky & Berg 1995, Wichmann & Dvorak 2003) oder an jüngst gelungene Brutnachweise des Dreizehenspechts (Kautz 2001) sowie an die Wiederetablierung einer Schwarzstorchpopulation (Frank & Berg 2001) denkt. Zuna-Kratky (1994) verweist aber darauf, dass für einige anspruchsvolle Arten die Waldbestände erst dann attraktiv werden, wenn sie das derzeit übliche Umtriebsalter erreicht haben. So kann z.B. der Weißrückenspecht außerhalb von Reservatsflächen Reviere oft nur für wenige Jahre besetzen, ehe ihn einsetzende Schlägerungen wieder vertreiben.

Aktuell scheint nicht nur die Waldvogelwelt Deutschlands (Flade et al. 2004) durch eine sich abzeichnende Abkehr von der „multifunktionalen Forstwirtschaft“ (gleiche Gewichtung der Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion) hin zu reinen Wirtschaftswäldern, in denen allein der betriebswirtschaftliche Nutzen Baumartenwahl, Bestandsaufbau, Umtriebszeiten und Einschlagmethoden – bis hin zur verstärkten Schwach- und Totholznutzung für Hackschnitzel-Zellstoff- und Biomasseproduktion – bestimmt, erneut verstärkt gefährdet. Im Wienerwald könnten kurz-, mittel- und langfristig Gefährdungen der besonders auf Totholz angewiesenen Laubwaldvogelarten durch eine stärkere Forcierung der Lärche sowie allgemein kürzere Umtriebszeiten rasch zunehmen (J. Frühauf im Experten-Workshop). (Kürzere Umtriebszeiten dürften aktuell vor allem bei der Buche durch ein rascheres Wachstum aufgrund von Düngeeffekten aus der Luft begünstigt werden.)

Auf der anderen Seite hat das EU-weite „Natura 2000“-Konzept einen deutlichen Schwerpunkt auf die europäischen Waldlebensräume gelegt, und im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie

sind viele typische Waldvogelarten als prioritär zu schützende Arten aufgelistet (Flade et al. 2004). Für die Natura 2000-Gebiete bzw. EU-Vogelschutzgebiete im Wienerwald (Stadt Wien: Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten, Niederösterreich: Vogelschutzgebiet Wienerwald-Thermenregion) ergibt sich für die Bewahrung eines günstigen Erhaltungszustandes auch eine besondere Rücksichtnahme auf den Totholzvorrat speziell für die Populationen von Grauspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht, Weißrückenspecht, Zwergschnäpper und Halsbandschnäpper. Der erforderliche Totholzanteil kann nach Dvorak & Wichmann (2005) zumeist über ein ausreichendes Bestandsalter indiziert werden (Schwarzspecht: möglichst großflächig über 100 Jahre; Mittelspecht: möglichst großflächige eichenreiche Wälder über 100 Jahre; Weißrückenspecht: möglichst großflächig laubholzreiche Wälder über 150 Jahre; Zwergschnäpper: möglichst große Buchen- und/oder Hainbuchen-reiche Bestände über 150 Jahre; Halsbandschnäpper: möglichst große laubholzdominierte Bestände über 140 Jahre). Müller (2005b) gibt für Buchen-dominierte Wälder in Bayern für den Mittelspecht einen Schwellenwert für das Bestandsalter des Optimalhabitats von 137 (rund 140) Jahren an. In reinen Buchenbeständen wird die Existenz des Mittelspechts erst ab 200 Jahren für möglich gehalten (Hertel 2003, Schumacher 2006).

Fliegenschnäpper und Durchforstung

Eine Arbeit über Fliegenschnäpper (Sachslehner 1992) weist darauf hin, dass Durchforstungsmaßnahmen im Lainzer Tiergarten zum lokalen Fehlen des Halsbandschnäppers sowie sehr wahrscheinlich auch des Grau- und Zwergschnäppers geführt haben. In einem etwa 1,5 ha großen, stark durchforsteten Buchen-Traubeneichenbestand ging der Brutbestand des Halsbandschnäppers von vorher 3 (1989) bzw. 2 (1990) Revieren nach der Durchforstung sofort auf 0 (1991) zurück. Die Dichte des Grauschnäppers war auf den neun Probeflächen (gesamt 69,4 ha) negativ mit den durch Durchforstung entnommenen Bäumen korreliert. In der Arbeit wird kritisiert, dass auch häufig höhlenreiche Baumstümpfe trotz äußerst geringem Holzwert der Durchforstung zum Opfer fallen. Oft werden sie nur umgesägt, sind dann aber für Höhlenbrüter verloren. Von 96 Halsbandschnäpper-Bruten fanden 51 % in toten Baumstümpfen (mit abgebrochenen Kronen) statt. Einer wahrscheinlichen Zunahme des Totholzes durch Auswirkungen des „Waldsterbens“ stehen stark totholzreduzierende Durchforstungsmaßnahmen gegenüber. Die Schaffung von Naturwaldreservaten und Altholzinseln wird gefordert.

Wegglar & Aschwanden (1999) leiten aus den Kenntnissen einer siebenjährigen Untersuchung der natürlichen Baumhöhlen in einem 156 ha großen Buchenmischwald (größtenteils >80- bis >120-jährig) in der Schweiz folgende Empfehlungen für den Schutz von Baumhöhlen in Wirtschaftswäldern ab: 1) bei Schutzmaßnahmen sollen Altholzbestände mit Höhlenbäumen des Schwarzspechts höchste Priorität haben, da daran bedrohte Arten wie Dohle und Hohltaube gebunden sind; 2) der Schutz von Baumhöhlen sollte sich besonders auf Höhlen in

lebenden Baumstämmen und –ästen konzentrieren, weil diese einerseits häufiger forstlichen Eingriffen zum Opfer fallen und andererseits eine längere natürliche Lebenserwartung haben; wobei Totholz oder Bäume mit Dürrholz unter keinen Umständen selektiv entfernt werden sollten, weil dadurch eine Vielzahl von Höhlen verloren ginge; 3) Baumhöhlenschutz sollte in erster Linie in Beständen betrieben werden, in denen das Angebot an Naturhöhlen für sekundäre Höhlenbrüter bestandslimitierend wirkt.

5.3. Unterschiede beim Totholzmanagement zwischen Buchen- und Eichenwäldern

Buche und Buchenwald

Die parenchymhaltige Buche wird ebenso wie Weichlaubholz eher schnell zersetzt (Detsch et al. 1994). Laut Korpel (1997a,b) dauert der Abbau von starkem Buchenholz etwa 15-25 Jahre. Dies ist wohl eine etwas zu kurze Zeitspanne, wie spätere Untersuchungen aufzeigten. Müller-Using & Bartsch (2003) analysierten die Totholzdynamik im Solling, dem Versuchsgut der Universität Göttingen, und stellten fest, dass der Zersetzungszeitraum für einen mächtigen Buchenstamm bei den gegebenen klimatischen Bedingungen auf etwa 500 m Seehöhe bei ca. 40 Jahren liegt. Ódor & Van Hees (2004) schätzten den Zeitraum für einen vollständigen Abbau eines Buchenstammes in einem ungarischen Buchenwald auf zwischen 30-40 Jahre.

Die Rolle und Bedeutung von Buchen-Totholz im Wirtschaftswald für xylobionte Insekten zeigt eine Studie von Kleinevoss et al. (1996) aus Deutschland. In einem seit 10 Jahren naturnah behandelten Buchen-Wirtschaftswald konnten Kleinevoss et al. (1996) sowohl in stark dimensioniertem Totholz (Durchmesser 40-60 cm), als auch in schwach dimensioniertem Totholz seltene Insektenarten nachweisen. Potentielle Schadinsekten, von denen die Gefahr einer Massenvermehrung ausgehen könnte, traten hingegen nur in geringer Individuenzahl auf, was vermutlich auf die kontrollierende Wirkung von Fressfeinden und Parasitoiden zurückzuführen ist.

Eichen und Eichenwald

Bei der Eiche, die zu den Kernhölzern zählt, betragen die Zersetzungszeiträume 45 Jahre und mehr (Detsch et al. 1994). Eichen haben für die xylobionte Käferfauna eine große Bedeutung (vgl. Kap. 4.4.). Haase et al. (1998) untersuchten im Jahre 1995 die Insektenfauna von Eichen-Totholz in einem 14,1 ha großen Buchen-Traubeneichen-Wirtschaftswald. Der Holzvorrat des Bestands beträgt 632 m³/ha bzw. unter Berücksichtigung von Zweig- und Astmaterial knapp 855 m³/ha. Die jährliche Zuwachsrate wird mit 26 m³/ha geschätzt. Die Traubeneiche ist bestandsbildend und in den Alterklassen 120 (6,1 ha) und 195 Jahre (0,2 ha) vorhanden. In dem seit 1985 naturnah behandelten Wirtschaftswald wurde Eichen-Totholz aus schattiger Lage mit einem Durchmesser von 6-60 cm ohne Bodenkontakt in verschiedenen Zersetzungsstadien

untersucht. Ein wichtiges Ergebnis dieser Studie war, dass stark dimensioniertes und deutlich zersetztes Totholz sowohl eine höhere Artenzahl als auch eine höherer Anzahl an spezifischen xylobionten Arten aufwies als schwaches Totholz. Haase et al. (1998) erachten für einen Eichen-Buchen-Mischwald in Schattlage eine Totholzmenge von 40 m³/ha (entspricht rund 5% der aufstockendes Holzmasse bzw. des lebenden Vorrats) als notwendig, um die typische Totholzfauna zu erhalten bzw. möglichst allen Arten eine Lebensgrundlage zu bieten.

5.4. Forschungsbedarf beim Totholz im Biosphärenpark Wienerwald

Die Wiederherstellung von angemessenen Totholz mengen im Wald ist eine dringende und notwendige ökologische Aufgabe für eine Rückkehr zu einem vollständigen Waldökosystem (Korpel 1997a,b). Für Meyer (1999) wäre es daher wünschenswert, gut fundierte wissenschaftliche Grundlagen für das Konzept eines nachhaltigen Totholzmanagements sowie für die zugrunde gelegten Referenzwerte zu erarbeiten.

Hinsichtlich des Forschungsbedarfes ergeben sich für Albrecht (1991) zwei Kernfragen:

(1) Welche Totholz mengen sind in welcher zeitlichen und räumlichen Verteilung erforderlich?

(2) Welche Sicherungs- und Wiederbesiedlungsstrategien sind erfolgversprechend und machbar? Welche Möglichkeiten gibt es neben der Einrichtung von Naturwaldreservaten (Rauh & Schmitt 1991)?

Darüber hinaus ist man in der Praxis immer wieder mit Zielkonflikten konfrontiert. Zielkonflikte bestehen etwa speziell im Fichtenwirtschaftswald (Pfarr & Schrammel 1991) zwischen Forstschutz und Naturschutz. Zielkonflikte bestehen möglicherweise aber auch innerhalb des Naturschutzes, etwa zwischen Ornithologen und Entomologen. So gibt es durchaus Zweifel darüber, ob etwa ein nach ornithologischen Kriterien festgelegtes Verbundsystem von Totholzinseln ausreicht, um stabile xylobionte Invertebratenpopulationen zu erhalten (siehe Speight 1989, Schiegg 1998).

Totholz-Erfassung und Monitoring

Als großer Mangel an vielen Arbeiten über Totholz und Strukturbindung im Wald kann vor allem für Vögel und xylobionte Käfer die fehlende Berücksichtigung und Quantifizierung von Totholz am lebenden Baum gelten (siehe Kapitel 3). Durch die Anwendung von Schätzverfahren wurden bis zu 15 fm³/ha Totholz an lebenden Bäumen festgestellt (Müller 2005b). In schwedischen Laubwäldern wurden 6 % des Gesamttotholzes in lebenden Bäumen festgestellt (Nordén et al. 2004). Es kann davon ausgegangen werden, dass etwa für nahrungssuchende Spechte und Schnäpper Totholz in lebenden Bäumen überproportional attraktiv ist, da vor allem in der Vegetationsperiode in grünen Baumteilen zusätzliche Nahrungserwerbsmöglichkeiten sowie Deckung vor Feinden gegeben ist (siehe z.B. für den Kleinspecht Wiklander et al. 2001 oder für den Halsbandschnäpper Sachslehner 1993, 1995a).

Neben der direkten Erfassung von Totholz in Waldbeständen ist weiter zu prüfen, inwieweit indirekte Verfahren, wie z. B. die Auswertung von Kronenrauhigkeiten aus Luftbildern brauchbare Parameter für Naturnähe und den damit verbundenen Totholzanteil liefern können (Müller 2005b).

Hinsichtlich eines Monitorings von totholzgebundenen Vogelarten in den Laubwäldern des Wienerwaldes bieten sich aus den Literatur- und Expertenangaben ganz besonders Mittelspecht, Halsbandschnäpper und Zwergschnäpper an. Aber auch der Weißrückenspecht sollte aufgrund seiner Seltenheit in einem Untersuchungsprogramm besondere Berücksichtigung finden. Ganz allgemein können Spechte, Fliegenschnäpper und Baumläufer aufgrund ihrer Totholzabhängigkeit auf verschiedenen Ebenen (Absenz-Präsenz, Siedlungsdichte, Nahrung, Brutplätze, Bruterfolg) brauchbare Ergebnisse liefern.

Speziell das Wissen um die Totholzansprüche der besonders gefährdeten / seltenen Arten im Wienerwald sollte rasch verbessert werden. Es wäre z. B. denkbar, dass der Weißrückenspecht unter den gegenüber dem Ötscher-Dürrenstein-Gebiet klimatisch günstigeren Bedingungen mit etwas geringeren Totholz mengen auskommen könnte. Insbesondere sollte bei Untersuchungen Wert auf die Unterscheidung von optimalen Habitaten mit erfolgreicher Reproduktion und suboptimalen Habitaten, die teilweise nur „Warteräume“ für unverpaarte Individuen darstellen (vgl. Wichmann & Frank 2005), gelegt werden.

5.5. Literatur zu den Kapiteln 4 und 5

- Abs, C., Fischer, A., Falinski, J.B. 1999: Vegetationsökologischer Vergleich von Naturwald und Wirtschaftswald, dargestellt am Beispiel des Tilio-Carpinetum im Waldgebiet von Bialowieza/Nordost-Polen. Forstwissenschaftliches Centralblatt 118: 181-196.
- Albrecht, L. 1991: Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110: 106-113.
- Ammer, U. 1991: Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110: 149-157.
- Andersson, L.I., Hytteborn, H. 1991: Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. Holarctic Ecology 14: 121-130.
- ARGE Wienerwald 2002: Machbarkeitsstudie Wienerwald. Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. Studie im Auftrag der NÖ Landesregierung, Abteilung Forstwirtschaft, und der Magistratsabteilung 49, Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien, Wien, 258 pp.
- Bachmann, S., Pasinelli, G. 2002: Raumnutzung syntop vorkommender Buntspechte *Dendrocopos major* und Mittelspechte *D. medius* und Bemerkungen zur Konkurrenzsituation. Orn. Beob. 99: 33-48.
- Baier, R., Ettl, R., Hahn, C., Göttlein, A. 2006: Early development and nutrition of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings on different seedbeds in the Bavarian limestone Alps - a bioassay. Annals of Forest Science 63: 339-348.
- Baier, R., Meyer, J., Göttlein, A. 2007: Regeneration niches of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) saplings in small canopy gaps in mixed mountain forests of the Bavarian Limestone Alps. Eur. J. Forest Res., Online First DOI: 10.1007/s10342-005-0091-5.
- Berg, H.-M. 1997: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Vögel (Aves), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, 184 S.
- Berg, H.-M., Zuna-Kratky, T. 1992: Die Brutvögel des Wienerwaldes: eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich 3: 1-11.

- Bertiller, R. 2003: Fünf Jahre Eichenförderung im Niederholz. *Wald und Holz* 3/03: 47-49.
- Blaschke, M., Hahn, C. 2006: Totes Holz - Substrat, auf dem die Pilze wuchern: Buchentotholz ist ein idealer Lebensraum für zahlreiche Pilzarten. *LWF aktuell* 53: 22-23.
- Blume, D. 1993: Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. *Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ.* 67: 157-162.
- Blume, D. 1996: Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. *Neue Brehm-Bücherei Bd. 300, Westarp-Wissenschaften Magdeburg.*
- Boddy, L. 2001: Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecological Bulletins* 49: 43-56.
- Bradtka, J. 2006: Massiver Rückgang epiphytischer Flechten im Wirtschaftswald - Flechten als Indikatoren für Naturnähe. *LWF aktuell* 53: 18-19.
- Broggi, M., Willi, G. 1993: Waldreservate und Naturschutz. *Beitr. Naturschutz in der Schweiz* 13: 1-76.
- Bühmann, J. 1993: Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern - Grundlage für den Schutz des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*). *Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ.* 67: 163-169.
- Burschel, P. 1992: Totholz und Forstwirtschaft. *Allgemeine Forstzeitschrift* 21/1992: 1143-1146.
- Bursell, J. 2002: Winter abundance of hole-nesting birds in natural and managed woods of Zealand (Denmark). *Acta Ornithologica* 37: 67-74.
- Bußler, H. 2006: Uraltbäume mit jungem, vielfältigem Leben - Erhaltung und Entwicklung alter Waldstandorte mit Habitattradition unerlässlich. *LWF aktuell* 53: 6-7.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P., Schlaepfer, R. 2004: Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biol. Conserv.* 119: 305-318.
- Bütler, R., Schlaepfer, R. 2004: Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweiz. Z. Forstwes.* 155: 31-37.
- Carlson, A. 2000: The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopus leucopus*). *Forest Ecology and Management* 131: 215-221.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Wijdeven, S., Manning, D.B., Standovar, T., Odor, P., Rozenbergar, D. 2003: A study on dead wood in European beech forest reserves. *Online Report* [<http://www.flec.kvl.dk/natman/html/getfile.asp?vid=581>], 29 pp.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Odor, P., Standovar, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S., Vrska, T. 2005: Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210: 267-282.
- Dajoz, R. 1966: *Ecologie et biologie des coléoptères xylophages de la hêtraie* [Ecology and biology of xylophagous beetles of the beechwood]. *Vie Milieu* 17: 525-636. [Französisch mit englischer Zusammenfassung]
- Davies, Z.G., Tyler, C., Stewart, G.B. & Pullin, A.S. 2006: Are current management recommendations for conserving saproxylic invertebrates effective? *Systematic Review No. 17, Centre for Evidence-Based Conservation, University of Birmingham, UK*, 43 pp.
- Detsch, R., Köbel, M., Schulz, U. 1994: Totholz - vielseitiger Lebensraum in naturnahen Wäldern. *Allgemeine Forstzeitschrift* 11/1994: 586 - 592.
- Duelli, P., Wermelinger, B. 2005: Der Alpenbock (*Rosalia alpina*): Ein seltener Bockkäfer als Flaggschiff-Art. *Eidg. Forschungsanstalt WSL, Merkblatt für die Praxis* 39: 1-8.
- Dvorak, M., Berg, H.-M. (in Druck): Wienerwald. In: Dvorak, M. (Hrsg.), *Important Bird Areas in Österreich. Neubearbeitung.*
- Dvorak, M., Sachslehner, L. (in Druck): Lainzer Tiergarten. In: Dvorak, M. (Hrsg.), *Important Bird Areas in Österreich. Neubearbeitung.*
- Dvorak, M., Wichmann, G. 2005: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. In: Ellmayer, T. (Hrsg.), *Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH.* 633 pp.
- Edman, M., Kruys, N., Jonsson, B.G. 2004: Local dispersal sources strongly affect colonization patterns of wood-decaying fungi on spruce logs. *Ecol. Appl.* 14: 893-901.
- Elmer, M. 2002: Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. *LÖBF-Mitteilungen* 1/02: 36-42.
- Elton, C.S. 1966: Dying and dead wood. In: *The pattern of animal communities.* pp. 279-305. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Erdmann, M., Wilke, H. 1997: Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 16-28.
- Flade, M., Baumann, S., Südbeck, P. 2004: Die Situation der Waldvögel in Deutschland - Einführung und Synopse. *Vogelwelt* 125: 145-150.
- Frank, G. 2002: Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. *Vogelwelt* 123: 225-239.

- Frank, G. 2003: Population census and ecology of the white-backed woodpecker in the Natura 2000 area "Oetscher-Duerrenstein" (Lower Austria). Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 48: 49-55.
- Frank, G., Berg, H.-M. 2001: Verbreitung und Schutz des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*) im Wienerwald. - Ein Gemeinschaftsprojekt von BirdLife Österreich, der Österreichischen Bundesforste AG und des Österreichischen Naturschutzbundes. Unpubl. Bericht, Wien, 32 pp.
- Fridman J., Walheim, M. 2000: Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 23–36.
- Franz, C., Zahner, V., Müller, J., Utschik, H. 2006: Nahrungsbiotop, Brutraum und Trommelplatz: Totholz erfüllt für viele Waldvogelarten multifunktionale Aufgaben. *LWF aktuell* 53: 2-3.
- Frühauf, J. 2005: Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Bearbeitung): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Band 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Grüne Reihe Band 14,1: 63-165. Böhlau-Verlag, Wien.
- Fuller, R.J. 1995: Bird life of woodland and forest. Cambridge University Press, 244 pp.
- Fuxa, H. 1991: Habit und Habitat des Kleinen Fliegenschnäppers, *Muscicapa parva*, besonders in den Wäldern des Lainzer Tiergartens bei Wien. Eigenverlag, Wien.
- Gatter, W. 2004: Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. *Vogelwelt* 125: 151-176.
- Geiser, R. 1998: Rote Liste der Käfer (Coleoptera). in: Binot, M., R. Bless, P. Boye, H. Gruttke & P. Pretschner (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. *Schrr. Landschaftspflege Natursch.* (Bonn-Bad Godesberg) 55: 168-230.
- Günther, E., Hellmann, M. 1997: Der Mittelspecht und die Buche: Versuch einer Interpretation seines Vorkommens in Buchenwäldern. *Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum* 15: 97-108.
- Gutowski, J.M. 1986: Species composition and structure of the communities of longhorn beetles (Col., Cerambycidae) in virgin and managed stands of Tilio-Carpinetum stachyetosum association in the Bialowieza Forest (NE Poland). *Journal of Applied Entomology* 102: 380-391.
- Haase, V., Topp, W., Zach, P. 1998: Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 137-153.
- Hafellner, J., Obermayer, S., Obermayer, W. 2005: Zur Diversität der Flechten und lichenicolen Pilze im Hochschwab-Massiv (Nordalpen, Steiermark). *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark* 134: 57-103.
- Hahn, C., Blaschke, M. 2005: Ökologische Studie von Rindenpilzen und Porlingen an Totholz in einem Naturwaldreservat und forstlich bewirtschafteten Vergleichsflächen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 176: 161-169.
- Hanski, I. 1991: Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society, London* 42: 17-38.
- Harmon, M.E. 2001: Moving towards a new paradigm for woody detritus management. *Ecological Bulletins* 49: 269-278.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K. Jr., Cummins, K.W. 1986: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: MacFadyen, A. & Ford, E.D. (eds.), *Advances in ecological research* 15: 133-302. Orlando, FL: Academic Press Inc.
- Heilmann-Clausen, J., Christensen, M. 2003: Fungal diversity on decaying beech logs - implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation* 12: 953-973.
- Heilmann-Clausen, J., Christensen, M. 2004: Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201: 105-119.
- Heilmann-Clausen, J., Christensen, M. 2005: Wood-inhabiting macrofungi in Danish beech-forests - conflicting diversity patterns and their implications in a conservation perspective. *Biol. Conserv.* 122: 633-642.
- Heiß, G. 1991: Notwendigkeit und Bedeutung von Waldschutzgebieten für Arten- und Ökosystemschutz unter besonderer Berücksichtigung von Altholz- und Totholzzönosen. *Naturschutzzentrum NRW Seminarberichte* 10: 62-67.
- Hertel, F. 2003: Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten and unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. *Vogelwelt* 124: 111-132.
- Hirschberger, P. 2006: Potenziale der Biomassennutzung aus dem Österreichischen Wald unter Berücksichtigung der Biodiversität. Naturverträgliche Nutzung forstlicher Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung unter besonderer Berücksichtigung der Flächen der Österreichischen Bundesforste. Studie des WWF in Zusammenarbeit mit den Österreichischen Bundesforsten. 60 pp.

- Hölling, D. 2000: Unterwuchs als wichtige Habitatqualität für xylobionte Käfer. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 12: 49-54.
- Höntschi, K. 2004: Der Kleinspecht (*Picoides minor*) - Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus. Diss. Univ. Frankfurt/Main, 148 pp. M.-G. Schmitz-Verlag, Kelkheim.
- Hylander, K., Dynesius, M. 2006: Causes of the large variation in bryophyte species richness and composition among boreal streamside forests. *J. Veg. Sci.* 17: 333-346.
- Jarzabek, A. 2006: Mulmhöhlen, Schatztruhen im Buchenwald: seltene Strukturen für seltene Arten. *LWF aktuell* 53: 4-5.
- Jonsell, M., Nordlander, G., Ehnström, B. 2001: Substrate associations of insects breeding in fruiting bodies of wood-decaying fungi. *Ecological Bulletins* 49: 173-194.
- Junninen, K., Similä, M., Kouki, J., Kotiranta, H. 2006: Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29: 75-83.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. 1997: Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1-18.
- Kappes, H. 2005: Influence of coarse woody debris on the gastropod community of a managed calcareous beech forest in western Europe. *Journal of Molluscan Studies* 71: 85-91.
- Kappes, H., Topp, W., Zach, P., Kulfan, J. 2006: Coarse woody debris, soil properties and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different environmental conditions. *European Journal of Soil Biology* 42: 139-146.
- Kautz, W. 2001: Erstes Brutvorkommen des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus*) im Wienerwald/Niederösterreich. *Egretta* 44: 138-149.
- Kleinevoss, K., Topp, W., Bohac, J. 1996: Buchen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 85-95.
- Kölbel, M. 1999: Totholz in Naturwaldreservaten und Urwäldern. *LWF-aktuell* 18/1999: 2-5.
- Korpel, S. 1997a: Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz* 52: 619-624.
- Korpel, S. 1997b: Erkenntnisse über Struktur- und Entwicklungsdynamik und Entwicklungsprozesse der Urwälder in der Slowakei und ihre Anwendung in der naturnahen Waldwirtschaft. *Beitr. Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie* 31: 151-155.
- Kruys, N., Jonsson, B.G. 1999: Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1295-1299.
- Küffer, N., Senn-Irlet, B. 2005: Influence of forest management on the species richness and composition of wood-inhabiting basidiomycetes in Swiss forests. *Biodiversity and Conservation* 14: 2419-2435.
- Landesforst Mecklenburg-Vorpommern 2002: Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald. Herausgegeben vom Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern. 18 pp.
- Landsteiner, V. 1990: Wienerwald. Österreichische Bundesforste. Ueberreuter, Korneuburg.
- Lang, E., Rost, R. 1990: Höhlenökologie und Schutz des Schwarzspechts (*Dryocopus martius*). *Vogelwarte* 35: 177-185.
- Levins, R. 1969: Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15: 237-240.
- Lõhmus, P., Lõhmus, A. 2001: Snags, and their lichen flora in old Estonian peatland forests. *Annales Botanici Fennici* 38: 265-280.
- Loiskandl, G. 2006: Schützen und Nützen im Biosphärenpark Wienerwald. Tagung „Waldbau in Schutzgebieten“, Admont, 09.06.2006. [erreicht am 5.12.2006 unter http://bfw.ac.at/rz/document_api/download?content=LOISKANDL.pdf].
- Luder, R., Schwager, G., Pfister H.P. 1983: Häufigkeit höhlen- und nischenbrütender Vogelarten auf Wald-Testflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürholzvorkommen. *Orn. Beob.* 80: 273-280.
- Manton, M.G., Angelstam, P., Mikusinski, G. 2005: Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data. *Landscape Ecology* 20: 827-839.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L., Rauh, J., 2000: Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biol. Conserv.* 94: 199-209.
- Mehrani-Mylany H., Hauk E., 2004: Totholz - auch hier deutliche Zunahmen. BFW-Praxisinformation, Wien 3: 1-4. [Online unter <http://www.lebensministerium.at/filemanager/download/5360/>, erreicht am 21.11.2006]
- Menke, N. 1995: Untersuchungen zur Sukzession xylobionter Käfer an Eichentotholz. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 10: 157-160.
- Meschede, A., Heller, K.-G. 2000: Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 66: 1-374.

- Meyer, D.R. 1998: Tierartenschutz in Wirtschaftswäldern. Schweiz. Z. Forstwes. 149: 865-874.
- Meyer, P. 1999: Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. Forstwissenschaftliches Centralblatt 118: 167-180.
- Michalek, K.-G., Auer, J.-A., Grossberger, H., Schmalzer, A., Winkler, H. 2001: Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum 5: 31-58.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M., Chylarecki, P. 2001: Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. Conservation Biology 15: 208-217.
- Miranda, B., Pasinelli, G. 2001: Habitatansprüche des Kleinspechts (*Dendrocopos minor*) in Wäldern der Nordost-Schweiz. J. Ornithol. 142: 295-305.
- Mitrus, C., Kleszko, N., Socko, B. 2006: Habitat characteristics, age, and arrival date of male Red-breasted Flycatchers *Ficedula parva*. Ethology Ecology & Evolution 18: 33-41.
- Mitrus, C., Socko, B. 2004: Natural nest sites of the red-breasted flycatcher *Ficedula parva* in a primeval forest. Acta Orn. 39: 53-57.
- Möller, G. 2005: Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze. LÖBF-Mitteilungen 3/05: 30-35.
- Mosimann, P., Naef-Daenzer, B., Blattner, M. 1987: Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. Orn. Beob. 84: 275-299.
- Müller, J. 2005a: Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation, TU München, Weihenstephan, 227 pp.
- Müller, J. 2005b: Vogelgemeinschaften als Indikatoren für Waldstrukturen in Eichenwäldern. Orn. Beob. 102: 15-32.
- Müller, J., Bußler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J., Zabransky, P. 2005: Urwald relict species - Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. waldoekologie online 2: 106-113.
- Müller, J., Strätz, C., Hothorn, T. 2005: Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. Eur. J. Forest Res. 124: 233-242.
- Müller-Using, S., Bartsch, N. 2003: Totholzdynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. Nachlieferung, Ursache und Zersetzung von Totholz. Allgemeine Jagd und Forstzeitung 174: 122-130.
- Naef-Daenzer, B., Blattner, M. 1989: Die räumliche Verteilung waldbewohnender Vogelarten in Abhängigkeit von Waldstruktur und Schädigung. I. Eichenreiche Laubmischwälder der Region Basel. Orn. Beob. 86: 307-327.
- Nilsson, S.G., Baranowski, R. 1997: Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. Ecography 20: 491-498.
- Nordén, B., Götmark, F., Tönnerberg, M., Ryberg, M. 2004: Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. Forest Ecology and Management 194: 235-248.
- Ódor, P., Standovár, T. 2001: Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands. The effects of management-induced differences in dead wood. Ecological Bulletins 49: 219-229.
- Ódor, P., Van Hees, A.F.M. 2004: Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. Journal of Bryology 26: 79-95.
- Ódor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, K.W., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, M.T., Walley, R., Standovár, T., van Hees, A.F.M., Kosec, J., Matocec, N., Kraigher, H., Grebenc, T. 2006: Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. Biol. Conserv. 131: 58-71.
- Ódor, P., van Dort, K., Aude, E., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M. 2005: Diversity and composition of dead wood inhabiting bryophyte communities in European beech forests. Boletín de la Sociedad Espanola de Briología 26-27: 85-102.
- Paill, W., Jäch, M., Zabransky, P., Zulka, K.P. 2005: Käfer. In Ellmayer, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der NATURA 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp 443-558.
- Pasinelli, G. 2000: Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biol. Conserv. 93: 227-235.
- Peterken, G. F. 1996: Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Petterson, P. 1983: Foraging behavior of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. Holarctic Ecology 6: 263-269.
- Pfarr, U., Schrammel, J. 1991: Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. Forstw. Centralblatt 110: 128-134.

- Pfefferkorn-Dellali, V. & Türk, R. 1999: Die Flechten im Naturwaldreservat Rohrach. In: Grabherr, G. (Hrsg.): Ein Wald im Aufbruch - das Naturwaldreservat Rohrach (Vorarlberg, Österreich). Bristol-Schriftenreihe, 7: 91-109, Zürich.
- Ranius, T. 2000: Minimum viable population size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in hollow trees. *Animal Conservation* 3: 37-43.
- Ranius, T. 2002: *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11: 931-941.
- Ranius, T., Aguado, L.O., Antonsson, K., Audisio, P., Ballerio, A., Carpaneto, G.M., Chobot, K., Gjurasin, B., Hanssen, O., Huijbregts, H., Lakatos, F., Martin, O., Neculiseanu, Z., Nikitsky, N.B., Paill, W., Pirnat, Alja, Rizun, V., Ruicanescu, A., Stegner, J., Süda, I., Szwalko, P., Tamutis, V., Telnov, D., Tsinkevich, V., Vignon, V., Versteirt, V., Vögeli, M., Zach, P. 2005: *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 1-44.
- Ranius, T., Fahrig, L. 2006: Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201-208.
- Ranius, T., Hedin, J. 2001: The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363-370.
- Ranius, T., Nilsson, S.G. 1997: Habitat of *Osmoderma eremita*, a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193-204.
- Rauh, J., Schmitt, M. 1991: Methodik und Ergebnisse der Totholzforchung in Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 114-127.
- Reiter, G. 2005: Fledermäuse. In: Ellmayer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie., pp. 28-129. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH.
- Ritter, E. 1999: Die Moose des Naturwaldreservates Rohrach. In: Grabherr, G. (Hrsg.): Ein Wald im Aufbruch - das Naturwaldreservat Rohrach (Vorarlberg, Österreich). Bristol-Schriftenreihe, 7: 110-114, Zürich.
- Roberge, J.M., Angelstam, P. 2006: Indicator species among resident forest birds - A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biol. Conserv.* 130: 134-147.
- Röhrig, E. 1991: Totholz im Wald. *Forstliche Umschau* 34: 259-270.
- Rücker, T. 1995: Mykologische Erforschung der Naturwaldreservate Kesselfall und Roßwald (1991-1994). *Naturschutzbeiträge* (Herausgegeben vom Amt der Salzburger Landesregierung) 17/95: 1-73.
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G., Mazzoleni, S. 2004: Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biol. Conserv.* 117: 73-81.
- Sachslehner, L.M. 1992: Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (Muscicapinae s. str.) auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. *Egretta* 25: 121-153.
- Sachslehner, L.M. 1993: Habitat und Brutfürsorge des Halsbandschnäppers (*Ficedula albicollis* T.) in einer Naturhöhlenpopulation. Dissertation, Universität Wien, 103 pp.
- Sachslehner, L.M. 1995a: Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald, Österreich. *Vogelwelt* 116: 245-254.
- Sachslehner, L.M. 1995b: Lainzer Tiergarten. In: M. Dvorak & E. Karner (Hrsg.): Important Bird Areas in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien 71: 77-86.
- Sandström, U. 1992: Cavities in trees: their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practise. Licentiate dissertation, Uppsala, 132 pp.
- Scherzinger, W. 1996: Naturschutz im Wald. Ulmer, Stuttgart, 447 pp.
- Scherzinger, W. 1998: Sind Spechte "gute" Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? *Vogelwelt* 119: 1-6.
- Scherzinger, W. 2004: Raufußkauz, Sperlingskauz & Co. - Wie reagieren waldbewohnende Eulenarten auf ein durch Forstwirtschaft verändertes Lebensraumangebot? *Vogelwelt* 125: 297-302.
- Scherzinger, W., Schumacher, H. 2004: Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Waldvogelwelt - eine Übersicht. *Vogelwelt* 125: 215-250.
- Schiegg, K. 1998: Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149: 784-794.
- Schiegg, K. 1999: Leben im Totholz. *Informationsblatt Forschungsbereich Landschaft* 43: 4-6.
- Schiegg, K. 2000a: Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? *Ecography* 23: 579-587.
- Schiegg, K. 2000b: Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience* 7: 290-298.

- Schiegg, K. 2001: Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *Forest Ecology and Management* 149: 295-304.
- Schmalzer, A. 1990: Siedlungsdichte, Habitatnutzung und Nahrungserwerbverhalten von Buntspecht (*Picoides major*), Mittelspecht (*Picoides medius*) und Kleiber (*Sitta europaea*) in Beziehung zur Vegetationsstruktur. Diplomarbeit, Universität Wien, 85 pp.
- Schmidl, J. 2006: Eiche - Lieblingsbaum unserer xylobionten Käfer. *LWF aktuell* 53: 14-15.
- Schmidl, J., Bußler, H. 2004: Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36: 202-218.
- Schmidt, O. 2006: Totes Holz voller Leben. *LWF aktuell* 53: 1.
- Schmitt, M. 1992: Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer - Untersuchungen im Naturwaldreservat 'Waldhaus' und zwei Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (Forstamt Ebrach, Steigerwald). *Waldhygiene* 19 (4-6): 1-192.
- Schuck, A., Meyer, P., Menke, N., Lier, M., Lindner, M. 2004: Forest Biodiversity Indicator: Dead wood - A Proposed Approach towards Operationalising the MCPFE Indicator. In: Marchetti, M (ed.), *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationality*; EFI Proceedings, 51: 49-77.
- Schulte, U. 2005: Biologische Vielfalt in nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen. *LÖBF-Mitteilungen* 3: 43-48.
- Schumacher, H. 2006: Zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Dissertation, Universität Göttingen.
- Siitonen, J. 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Sollins, P. 1982: Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Canadian Journal of Forest Research* 12:18-28.
- Speight, M.C.D. 1989: Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg, 81 pp.
- Spitzenberger, F. 1990: Die Fledermäuse Wiens. Ergebnisse einer Erhebung in den Jahren 1965-1988 der Biospeläologischen Arbeitsgemeinschaft an der Säugetiersammlung des Naturhistorischen Museums Wien. J & V Edition, Wien, 71 pp.
- Spitzenberger, F., 2001: Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien 13: 1-895.
- Städling, R. 1994: Totholz durch Vertragsnaturschutz. *Allgemeine Forstzeitschrift* 5/1994: 255-256.
- Städtler, H. 1995: Totholzkartierung in einem Waldschutzgebiet im Forstamt Hardeggen. *Forst und Holz* 50: 646-650.
- Stenlid, J., Gustafsson, M. 2001: Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins* 49: 85-91.
- Stöcker, G. 1998: Typisierung von Zerfallsstadien des stehenden Totholzes in Alters- und Zerfallsphasen naturnaher und urwaldartiger Fichten- und Kiefernwälder. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 32: 1-6.
- Stöcker, G. 1999: Merkmale und Typisierung von liegendem Totholz in Urwäldern und Naturwäldern mit Fichte und Kiefer. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 33: 24-32.
- Strätz, C., Müller, J. 2006: Zur Bedeutung von Nadel- und Laubtotholz in kollinen Buchenwäldern für Landgastropoden am Beispiel des Wässernachtals, Nordbayern. *Waldoekologie online* (Freising) 3: 1-13.
- Sturm, K. 1993: Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 181-192.
- Südbeck, P., Flade, M. 2004: Bestand und Bestandsentwicklung des Mittelspechts *Picoides medius* in Deutschlands und seine Bedeutung für den Waldnaturschutz. *Vogelwelt* 125: 319-326.
- Suter, W., Schielly, B. 1998: Liegendes Totholz: Ein wichtiges Strukturmerkmal für die Habitatsqualität von Kleinsäugetern und kleinen Carnivoren im Wald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 149: 795 -807.
- Tomialojc, L., Wesolowski, T. 1990: Bird communities of the primaeval temperate forest of Bialowieza, Poland. In: Keast, A. (ed.): *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*, pp. 141-165. The Hague, Netherlands.
- Tomialojc, L., Wesolowski, T. 2004: Diversity of the Bialowieza Forest avifauna in space and time. *J. Ornithol.* 145: 81-92.
- Türk, R., Pfefferkorn-Dellali, V. 1998: Erhaltung der Flechtendiversität in Waldökosystemen. In: Geburek, Th. & Heinze, B. (Hrsg.): *Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald - Normen, Programme, Maßnahmen*. pp. 262-273. Ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- Utschick, H. 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. - *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 110: 135-148.
- Vallauri, D., Poncet, L. 2002: Etat de la protection des forêts en France: indicateurs 2002. World Wildlife Fund, Paris, 100 pp.

- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T., Tiainen, J. 1993: Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biol. Conserv.* 66: 47-53.
- Walankiewicz, W., Czeszczewik, D. 2006: Importance of *Carpinus betulus* for hole-nesting birds in the Bialowieza National Park. *Chronmy Przyrody Ojczysta (Marzec Kwiecień)* 62: 50-57.
- Walankiewicz, W., Czeszczewik, D., Mitrus, C., Bida, E. 2002: Snag importance for woodpeckers in deciduous stands of the Bialowieza Forest. *Notatki Ornitologiczne* 43 (2): 61-71.
- Wegglar, M., Aschwanden, B. 1999: Angebot und Besetzung natürlicher Nisthöhlen in einem Buchenmischwald. *Orn. Beob.* 96: 83-94.
- Weigelhofer, G., Waringer, J.A. 1999: Woody debris accumulations - important ecological components in a low order forest stream (Weidlingbach, Lower Austria). *International Review of Hydrobiology* 84: 427-437.
- Weiss, J., Köhler, F. 2005: Erfolgskontrolle von Maßnahmen des Totholzschutzes im Wald. *LÖBF-Mitteilungen* 30: 26-29.
- Wermelinger, B. & Duelli, P. 2001: Totholz - Lebensraum für Insekten. *Bündnerwald*, 54 (3/01): 2-8.
- Wermelinger, B., Duelli, P. 2002: Die Insekten im Ökosystem Wald: Bedeutung, Ansprüche und Schutz. *Werdenberger Jahrbuch 2003*. pp. 104-112. Verlag BuchsMedien, Buchs.
- Wesolowski, T. 1989: Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 25: 321-351.
- Wesolowski, T., Czeszczewik, D., Rowinski, P. 2005: Effects of forest management on three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* distribution in the Bialowieza Forest (NE Poland): conservation implications. *Acta Ornithologica* 40: 53-60.
- Wichmann, G., Dvorak, M. 2003: Atlas der Brutvögel der Stadt Wien. Zwischenbericht über die Ergebnisse der Jahre 2000-2002. *BirdLife Österreich*, Wien, 67 pp.
- Wichmann, G., Frank, G. 2003: Brutvögel: Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel. *BirdLife Österreich*, Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien, 53 pp.
- Wichmann, G., Frank, G. 2005: Die Situation des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Wien. *Egretta* 48: 19-34.
- Wiktander, U., Olsson, O., Nilsson, S.G. 2001: Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biol. Conserv.* 100: 387-395.
- Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E., Moeller, G. 2005: The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research* 79 (1-2): 127-144.
- Winter, S., Nowak, E. 2001: Totholz in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern des Biosphärenreservats Spreewald. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 10 (4): 128-133.
- WWF 2004: Deadwood - living forests. WWF-Report, 19 pp.
- Zabransky, P. 1998: Der Lainzer Tiergarten als Refugium für gefährdete xylobionte Käfer (Coleoptera). *Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen* 50 (3-4): 95-117.
- Zahner, V. 1993: Höhlenbäume und Forstwirtschaft. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 11/1993: 538-540.
- Zaric, N. 1995: Holzabbauende Insekten. Wichtige Rolle im Stoffkreislauf. *Wald & Holz* 1: 8-13.
- Zielonka, T., Piatek, G. 2004: The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology* 172: 63-72.
- Zielonka, T. 2006: When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science* 17 (6): 739-746.
- Zukrigl, K., Eckhart, G. & Nather, J. 1963: Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt, Mariabrunn (Wien)* 62: 1-244.
- Zuna-Kratky, T. 1994: Die Bedeutung von Naturwaldreservaten im Wienerwald für bedrohte Waldvögel. In: *Wienerwaldkonferenz (Hrsg.): Urwälder für die Zukunft: Naturwaldreservate im Wienerwald. Arbeitstagung 1994 in Purkersdorf*. Purkersdorf, Freunde der Wienerwaldkonferenz, pp. 83-88.
- Zuna-Kratky, T., Berg, H.-M. 1995: Wienerwald. In: M. Dvorak & E. Karner (Hrsg.): *Important Bird Areas in Österreich*. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien 71: 127-133.

6. Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung in den Pflege- und Entwicklungszonen des Biosphärenparks Wienerwald

Damit die Matrix des Wirtschaftswaldes im Biosphärenpark Wienerwald auch für einen bedeutenden Anteil der totholzbewohnenden Arten durchlässig oder besiedelbar ist, gilt aufgrund der Recherchen und Expertisen in dieser Studie folgender Leitsatz:

Im Wirtschaftswald des Biosphärenparks Wienerwald ist zur Sicherung der Biodiversität eine Totholz-Menge zwischen 5 und 10% des lebenden Vorrats notwendig!

Im Wienerwald beträgt der durchschnittliche Vorrat von Beständen > 80 Jahre zwischen 400 und 600 m³/ha (siehe Abb. 3-7). Umgerechnet auf die „Ideal-Buche“ mit einem BHD von 50 cm (siehe Berechnung Seite 16), entspricht diese Menge 133 bis 200 Bäumen pro ha. 5% des lebenden Vorrats entsprechen rund 8 bis 10 Bäumen pro ha, 10% des lebenden Vorrats rund 16 bzw. 20 Bäume pro ha.

Als Richtwert kann man daher angeben, dass im Wienerwald zwischen 8 und 20 Laubbäume pro ha (vornehmlich Buche oder Eiche) als Totholzanwärter oder Totholzbäume zur Verfügung stehen sollten, um eine durchgängige Totholzmatrix (im Wald) für die Totholzorganismen zu gewährleisten.

6.1. Allgemeine Maßnahmen

Anm.: Die Zahlenangaben Bäume/ha beziehen sich auf eine „Ideal-Buche“ mit einem BHD von 50 cm bzw. Länge von 30 m, und auf einen durchschnittlichen Vorrat von 400-600 m³/ha in Altbeständen (siehe oben). Bei einer Veränderung dieser Werte sind die Zahlenangaben Bäume/ha dementsprechend anzupassen!

Generell gilt es, in totholzarmen Beständen Totholz speziell zu fördern und in bereits totholzreicheren Beständen diesen Totholzreichtum gezielt zu erhalten.

Liegendes Totholz, liegende Bäume

- Belassen jeglichen liegenden Totholzes als ganze Stücke bzw. Stämme (nicht zerschneiden), nur frisch umgestürzte bzw. vollwertige Bäume aufarbeiten;
- im Zuge von Forstarbeiten oder Wegesicherungsmaßnahmen anfallendes Totholz (z.B. abrechende Baumteile eines Nachbarbaumes) oder „krankes“ Holz liegen lassen.

Stehendes Totholz (inkl. Totholzanzwärter, Höhlenbäume)

- Bei einem angenommenen Verhältnis von liegendem zu stehendem Totholz von 1:1, ist von einer Stammzahl von 4-10 Stämmen stehenden Totholzes (bzw. Totholz-Anwärtern) am Hektar auszugehen (für einige anspruchsvolle Arten liegt der optimale Bereich aber deutlich höher, wie z.B. beim Weißrückenspecht bei ca. 16-20 Stämmen am Hektar);
- in entsprechend alten und dickstämmigen Beständen sollte dieses Totholzvolumen nach Möglichkeit als Starktotholz über 40 cm BHD vorhanden sein.

Kriterien für Totholzanzwärter

- Steinbuchen (Buchen, die besonders früh zur Rindenrissigkeit neigen)
- Buchen und andere Baumarten mit Mulmhöhlen, Faulbereichen, Spalten, Rindenstörstellen, Rindentaschen
- Zwieselbäume, Kronenbruchbäume, Blitzbäume, Astabbrüche, Wurzelteller
- Pionierbäume mit kurzer Lebenserwartung

Waldpflege und Durchforstung

- Weich- und Edellaubhölzer (Erle, Birke, Zitterpappel, Salweide, Silberweide u.a. Weidenarten; Esche, Ahorn) und sehr seltene Arten (z.B. Elsbeere und Ulmen) gezielt belassen, da viele dieser Bäume eine kürzere Lebenserwartung haben; daher „erzeugen“ sie schon früher Totholz und Faulhöhlen als Buchen und Eichen;
- Feucht- und Bachstandorte haben aufgrund der Baumartenzusammensetzung sowie ihrer Korridorfunktion große Bedeutung und sollten daher besonders schonend bewirtschaftet werden;
- in Buchenbeständen untergemischte Eichen und andere raubborkige Baumarten erhalten und sichern (ein Teil derartiger Bäume sind wichtige Totholzanzwärter);
- generell keine großflächige selektive Nutzung einer einzelnen Baumart;
- möglichst das vorhandene stehende Totholz belassen: d.h. sowohl sehr schwaches Totholz in Dickungen als auch einzelne stärkere Dürrlinge und insbesondere alle Hochstümpfe (auch wenn noch ein grüner Kronenteil erhalten sein sollte); weiters sind absterbende oder abgestorbene Baumgruppen von großer Bedeutung (Kronentotholz!);
- je dicker ein toter oder absterbender Baum, umso wertvoller;
- besonders höhlenreiche sowie pilzbefallene Bäume ausnahmslos erhalten; Ziel sind mindestens 7 Höhlenbäume/ha;
- bei sehr großem Totholzangebot (mehr als 10-20 % der Bäume) können Bäume bei entsprechender Nutzungseignung entnommen werden; vor Entnahme ist allerdings die Eignung zu prüfen (ohne probeweises Fällen); auch ein größerer Totbaumanteil sollte in Laubwäldern aus forstlicher Sicht kein Problem darstellen;

- insgesamt 4-5 (minimal) bzw. 8-10 (anzustrebendes Ziel) Totholzanwärter/ha auswählen und gezielt im Bestand belassen (Nutzungsverzicht); für einige anspruchsvolle Arten (z.B. Weißrückenspecht) ist der optimale Bereich aber etwa doppelt so hoch;
- auch vitale Buchen- und Buchengruppen mit Schwarzspecht-Höhlen sollen nach Möglichkeit belassen werden;
- Wirtschaftsruhe von März/April bis Mitte Juli zur Vermeidung von Störungen (Brutvögel, Wochenstuben von Fledermäusen)
- Horstschutz zonen (Schwarzstorch, seltene Greifvogelarten).

Waldverjüngung und Ernte

- Minimum: 4-6 möglichst stark dimensionierte Alt- bzw. Totholzbäume/ha erhalten – je dicker, desto wertvoller (Buche: BHD 50 cm oder größer; Eiche: BHD 40 cm oder größer);
- Anzustrebendes Ziel: 8-10 möglichst stark dimensionierte Alt- bzw. Totholzbäume/ha erhalten (Buche: BHD 50 cm oder größer; Eiche: BHD 40 cm oder größer); für einige anspruchsvolle Arten liegt der optimale Bereich wiederum deutlich höher, wie z.B. beim Weißrückenspecht bei ca. 16-20 Stämmen am Hektar;
- eine Erhaltung in Gruppenform mit einzelnen vitalen Bäumen ist sinnvoll;
- Wirtschaftsruhe von März/April bis Mitte Juli zur Vermeidung von Störungen (Brutvögel, Wochenstuben von Fledermäusen)
- Horstschutz zonen (Schwarzstorch, seltene Greifvogelarten)

Sonstiges

- Brennholzwerber sollen bei ihrer Tätigkeit auf die besonderen Zielsetzungen (Sicherung der Biodiversität durch Totholz) hingewiesen werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Totholz, zukünftige Totholzanwärter und Uraltbäume bei der Bewirtschaftung gezielt geschont bzw. gefördert werden sollen. Die langfristige Planung und Durchführung waldbaulicher Maßnahmen zur Erhaltung von Totholz innerhalb eines Forstreviers ist hierbei für eine nachhaltige Wirkung von immenser Bedeutung. Insbesondere ist die Integration einer dauerhaften Vernetzung von ausreichenden Totholz mengen in die waldbauliche Behandlung aller Waldbestände notwendig (Städler 1995).

6.2. Spezielle Maßnahmen

Für besonders anspruchsvolle und spezialisierte Arten sind im Biosphärenpark Wienerwald spezielle Maßnahmen notwendig. Dies trifft insbesondere auf einige hochgradig gefährdete totholzbewohnende Käferarten zu (vgl. Kap. 4.6.6). Diese „Aristokratie“ der Totholz-Käfer lebt in Mulmhöhlen und ist z.T. durch die FFH-Richtlinie geschützt. Als ersten Schritt müssen die wenigen noch bestehenden Vorkommen exakt lokalisiert werden. Danach ist es notwendig, die einzelnen Populationen zu erhalten und zu stabilisieren, indem die unmittelbare Umgebung in ein Management miteinbezogen wird.

Für den Mittelspecht und andere Eichenbewohner wird eine gezielte Erhaltung und Förderung von Alteichen empfohlen. Weiters wird einer Sicherstellung der Eichenverjüngung durch Naturverjüngung auf typischen bzw. geeigneten Standorten besondere Bedeutung zukommen.

Für die Buchenwälder eignet sich der Weißrückenspecht als Indikator-, Schirm- und Flaggschiffart (indicator species, umbrella species, flagship species). Dies bedeutet, der Weißrückenspecht kann als charismatische Art auch ein reiches Vorkommen anderer spezialisierter, aber unscheinbarer Totholz-Spezialisten indizieren. In den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald sollte sich in Zukunft und dauerhaft eine Population von 20-30 Brutpaaren etablieren können (siehe Kapitel 4.6.7.). Aus der Sicht einer weitestgehend stabilen Population, die sich eigenständig erhalten kann, wäre aber eine etwa doppelt so große Brutpaarzahl notwendig. Daher sind zumindest trittsteinartige hohe ökologische Waldqualitäten im Wirtschaftswald notwendig. Der aus der Literatur abzuleitende, aber für das Gebiet des Wienerwaldes noch zu prüfende Optimalwert liegt bei ca. 15% Totholz-Bäumen an der Gesamtstammzahl, wobei nicht nur starke Dimensionen genutzt werden. So bieten sich für eine stärkere Totholzanhäufung für den Weißrückenspecht vor allem Gräben, Hanglagen und Windwurfenster sowie aufgelichtete Bestände besonders an (Georg Frank, mündl. Mitteilung). Diese lokale Anhäufung bietet wiederum auch anderen besonders anspruchsvollen Arten (z.B. Waldfledermäusen) geeignete Lebensbedingungen. Frank (2003) gibt für das Netz der Wirtschaftswälder des Gebietes Ötscher-Dürrenstein als minimale großflächige Erfordernis für den Weißrückenspecht an, dass durchschnittlich rund 30 % der Bestände als Altbestände über 100 Jahren vorhanden sein sollten. Dieser Wert wird z.B. im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte; vgl. Kap. 3.4) mit 25% Altbestandsanteil nahezu erreicht. Das Problem bei der Bestandesverjüngung mittels Schirmschlag im Wienerwald ist die Anbindung an einen vorhandenen Altbestand, der noch nicht genutzt wird. Völlig freigestellte Bäume (v.a. Buchen) brechen meist besonders rasch zusammen und sind nicht mehr vorhanden, wenn der Jungwald rundum das Baumstadium erreicht. Müller (2005a) fordert daher, dass 25% pro ha von Altbäumen überschirmt bleiben sollen, sodass eine flächige

Verteilung von alten, reifen Bäumen erreicht wird. Bei dem derzeit vielerorts angewendeten zweihiebigen Schirmschlagverfahren zur Verjüngung und Endnutzung von Buchenwäldern kann dieser Wert im Wienerwald aber nicht erreicht werden. Eine Verbesserung der Situation könnte durch eine Verlängerung der Verjüngungszeiträume („mehrhiebiger Schirmschlagbetrieb“) und/oder eine zielstärkenorientierte Nutzung der Buchenbestände erreicht werden. Diese waldbaulichen Vorgehensweisen müssten auch zu einer Verbesserung der Vernetzung von Altbeständen und Altholzinseln führen, welche dadurch die Besiedlungskontinuität für den Weißrückenspecht und andere anspruchsvolle Arten dauerhaft gewährleisten würde.

Anhang

A) Protokoll der Experten-Workshops

Erstes Treffen am 30.6.2006

Teilnehmer: Gerhard Gruber (Biosphärenpark Wienerwald), Guido Reiter (Koordinationsstelle für Fledermausschutz und –forschung in Österreich, Salzburg), Gabor Wichmann (BirdLife Österreich), Harald G. Zechmeister (selbstständig)

Veranstalter: Norbert Milasowszky, Leo Sachslehner, Norbert Sauberer

Kurzer Einleitungsvortrag von **Norbert Milasowszky** mit Eckpunkten und Richtwerten über Totholz in Wirtschafts- und Urwäldern. Nach Christensen et al. (2005) liegt die durchschnittliche Totholzmenge in europäischen Buchenwald-Schutzgebieten bei 130 m³/ha. Die Schwankungsbreite ist aber enorm, sie hängt vom Waldtyp bzw. Alter des Schutzgebietes ab und reicht von 9 bis 552 m³/ha. Nach Korpel (1997) ist die Totholzmenge in der Optimalphase eines Buchenwaldes am geringsten und beträgt hier 30-50 m³/ha; d.h. durchschnittlich 40 m³/ha Totholz sind in Buchen-Urwäldern permanent vorhanden. Dagegen liegen die Totholz mengen in europäischen Wirtschaftswäldern bei 3-14 m³/ha. Nach der österreichischen Waldinventur sind es 6 m³/ha in den heimischen Wäldern. Aus Sicht des Naturschutzes wurde mehrfach eine Erhöhung der Totholzmenge im Wald gefordert. Zahlenangaben und Referenzwerte schwanken jedoch erheblich. Der WWF fordert etwa eine Erhöhung der Totholzmenge in Wirtschaftswäldern auf 20-30 m³/ha bis 2030. Weiters brachte **Norbert Milasowszky** Überlegungen zur Verteilung des Totholzes im Wald. Nach Bütler & Schlaepfer (2004) ist es nicht egal ob kleine isolierte Totholzinseln in einer totholzarmen Waldmatrix existieren oder ob man flächig den Wirtschaftswald mit Totholz anreichert.

Danach skizzierte **Gerhard Gruber** die Zielsetzungen des Biosphärenparks Wienerwald mit dem Schwerpunkt Wald. Etwa 5 % der Fläche, d.h. ca. 5.500 ha des „Biosphärenpark Wienerwald“, wurden als Kernzone ausgewiesen. Die Kernzonen liegen ausschließlich im Wald. Ziel war es, alle für den Wienerwald repräsentativen natürlichen Waldgesellschaften mit der Ausweisung der Kernzonen abzudecken. In den Kernzonen steht der Prozessnaturschutz im Vordergrund; die forstliche Nutzung wird eingestellt. Das durchschnittliche Bestandesalter in den Kernzonen liegt bei ca. 90 Jahren. Die Österreichischen Bundesforste (ÖBF-AG) besitzen rund 33.000 ha Wald im Biosphärenpark Wienerwald. Über 75 % der Kernzonen sind im Eigentum der ÖBF-AG. Inventare der Kernzonen bestehen noch nicht. Im Zuge der Forstinventur der ÖBF-AG ist die Erhebung der Totholz mengen in den ÖBF-eigenen Kernzonen geplant. Auf die Frage von **Gabor Wichmann** nach der Hiebsreife antwortete **Gerhard Gruber**: Bei der Buche liegt sie bei durchschnittlich 100 -120 Jahren und bei den Eichen bei durchschnittlich 150-160 Jahren. Das Tannenvorkommen ist im Wienerwald generell rückläufig (Kral, 1992: Pollenanalytische Untersuchungen zur Waldgeschichte des Wienerwaldes) - aktuell liegt der Tannenanteil bei ca. 1%. Potentiell würde sie über 500-600 m Seehöhe v.a. in schattseitigen Lagen von Bedeutung sein. In den Kernzonen Hirschenstein und Mitterschöpfel sind aktuelle Tannenstandorte vorhanden.

Anschließend ging **Gerhard Gruber** auf den Anlass des Projektes ein und zwar mit folgenden Überlegungen: Das Biomassekraftwerk in Wien-Simmering benötigt ca. 250.000 Festmeter Brennholz im Jahr. Der durchschnittliche Zuwachs auf den Waldflächen der ÖBF-AG im Wienerwald liegt bei etwa 5 - 7 fm / ha im Jahr (grober Mittelwert für Buche und Eiche). Dies würde bedeuten, dass mehr als der gesamte jährliche Zuwachs auf ÖBF-AG Waldflächen im Wienerwald für das Biomassekraftwerk verwendet werden müsste! Dies bedeutet einen Anstieg der Nachfrage an Waldbiomasse. Aktuell steigen sowohl Holzpreise als auch -nutzung. EU-weit werden etwa 37% des Vorrat-Zuwachses nicht genutzt. Beim künftigen Umgang mit dem

Biomassezuwachs und mit dem im Wald verbleibenden Totholz benötigt das Biosphärenpark-Management konkrete Zahlen bzw. Richtwerte für die forstliche Praxis.

Leo Sachslehner und **Norbert Sauberer** präsentierten kurz Verteilung und Flächengrößen der Kernzonen im Wienerwald und Berechnungen von **Eduard Hochbichler** über Biomasse und Biomassezuwachs in ausgewählten Buchenbeständen des Wienerwaldes. Die Kernzonen lassen sich zu 33 Flächenkomplexen zusammenfassen mit einer durchschnittliche Größe (Median) von knapp 90 ha. Der minimale Abstand liegt bei 24 Gebieten unter 2 km, bei 8 Gebieten zwischen 2 und 5 km, und nur ein Gebiet liegt weiter als 5 km vom nächsten entfernt. Nach Untersuchungen von **Eduard Hochbichler** kann in den Buchen- und Eichenbeständen des Wienerwalds mit einem jährlichen Aststreufall von 2-4 t/ha gerechnet werden. Das oft unterschätzte Dürholz am lebenden Baum kann bei der Buche 1-3 (5)% und bei der Eiche 1-5 (7)% der Holzmasse ausmachen.

Als Abschluss des Einleitungsteils präsentierte **Norbert Milasowszky** Zahlen aus einer aktuellen bayerischen Studie. Als Faustzahl kann gelten, dass 25-30% der Waldorganismen an das Vorhandensein von Totholz angewiesen sind.

Es folgten Präsentationen der einzelnen Experten zum Stand des Wissens in der jeweiligen Organismengruppe. **Guido Reiter** begann mit den Säugetieren, Schwerpunkt Fledermäuse. Gute Studien wurden in letzter über die Bechsteinfledermaus gemacht. Dies ist eine wichtige Zielart für naturnahe Wälder, da sie eine echte Waldfledermaus ist und abseits der Wälder praktisch nicht vorkommt. Eine Kolonie der Bechsteinfledermaus nutzt ca. 250 ha, individuelle Jagdreviere erstrecken sich nur wenige hunderte Meter rund um die Kolonie. Der Richtwert liegt bei mindestens 50 Baumhöhlen in den 250 ha, damit sich eine Kolonie überhaupt erst etablieren kann. Auch die Waldstruktur ist wichtig: Der Wald darf weder zu locker noch zu dicht sein. Die Bechsteinfledermaus nutzt v.a. alte Spechthöhlen. Man kann bis zu 30-40 Individuen in einer Höhle antreffen. Sehr oft wechseln sie die Höhle, sodass eine bestimmte Mindestmenge an Höhlen vorhanden sein muss. Daher sind größere Alt- und Totholzinseln aus der Perspektive der Bechsteinfledermaus sicherlich vorteilhaft. Probleme gibt es bei der Erfassung der Bechsteinfledermaus, da eine Artansprache mit Detektor nicht bzw. nur sehr eingeschränkt möglich ist. Ein weiterer Waldspezialist ist die Mopsfledermaus. Diese lässt sich mit dem Detektor sicher erfassen. Sie ist ein Nachtfalterspezialist. Tagesquartier und Wochenstuben liegen unter abstehender Borke. Es gibt aber zu wenige Studien über diese Art. Die meisten anderen Fledermausarten sind auch in und an Gebäuden zu finden. Generell haben viele Säugetiere zumindest lose Beziehungen zum Totholz. Stehendes Totholz ist ein wichtiges Tages- und Winterquartier für etliche Fledermäuse und Schläfer. Liegendes Totholz ist ein Winterquartier für Schläfer, und Mäuse legen gerne ihre Baue darunter an. Stand des Wissens: Insbesondere die Wald-Fledermäuse wurden in Österreich nur vereinzelt untersucht, da der Aufwand vergleichsweise hoch ist. Um konkrete Aussagen für den Wienerwald zu treffen, ist eine Kartierung der Kernzonen notwendig!

Harald Zechmeister berichtete über den Stand des Wissens zum Thema Moose und Totholz. Leider existiert aber weder eine aktuelle noch eine historische Untersuchung aus dem Wienerwald. Daher musste er sich auf allgemeinere Aussagen und Erkenntnisse aus anderen Waldgebieten beschränken. Die Moosflora lebender alter Bäume und abgestorbener stehender Bäume unterscheidet sich praktisch nicht. Auf liegendem Totholz findet eine Sukzession der Moosgemeinschaft statt. Zunächst dominieren noch die typischen Epiphyten stehender Bäume, dann folgen echte Totholzspezialisten, und gegen Ende übernehmen acidophile Bodenmoose (Rohhumuszeiger) die Dominanz. Generell nimmt mit dem Bestandesalter eines Waldes der Moosreichtum zu, und infolgedessen gibt es auch eine höhere Besiedlungswahrscheinlichkeit des Totholzes mit Moosen. Der Moosartenreichtum an lebenden Bäumen hängt auch von der Baumart ab: Eiche, Linde und Esche sind moosreicher als Buche. Fast alle Waldmoose sind feuchtigkeitsliebend, daher existiert im Wienerwald ein Gradient mit einem zunehmenden Moosreichtum von Ost nach West. Der Wienerwald ist im östlichen Teil niederschlags- und moosärmer, aber auch die stellenweise hohen Stickstoffeinträge von über 40 kg/ha wirken sich

auf einige Moosarten fördernd, auf viele aber negativ aus. Durch ein größeres Totholz-Angebot im Buchenwald auf Kalkgestein können auch die ansonst dort fehlenden säureliebende Arten vorkommen. Aus allen genannten Faktoren kann man ableiten, dass ein kontinuierliches Totholz-Angebot und unterschiedliche Sukzessionsphasen gerade in einem trockenen Klimagebiet wichtig für den Artenreichtum der Waldmoose sind. Von anderen Wäldern und Waldtypen ist bekannt, dass etwa 30% der Moosarten eine mehr oder weniger enge Beziehung zum Totholz aufweisen. Dies trifft auf den Wienerwald vermutlich nicht zu (wahrscheinlich ist der Anteil hier geringer). Beispiele für Totholz-Spezialisten sind z.B. die Gattungen *Nowellia*, *Lophozia* und *Buxbaumia*.

Über die Zusammenhänge zwischen Totholz und der Vogelwelt berichtete abschließend **Gabor Wichmann**. Grundsätzlich wichtig ist eine Auswahl von Zielarten und die Formulierung von Zielvorstellungen. BirdLife führt gemeinsam mit den ÖBF derzeit ein Projekt zum Thema Vogelschutz in den ÖBF-Wäldern durch, das aber nicht ausschließlich auf das Thema Totholz beschränkt ist. Folgende Vorgangsweise wurde gewählt: Wo sind die größten Defizite laut der Roten Liste gefährdeter Vögel in Österreich? Für die Zielbaumarten im Rahmen unserer Studie wären als Zielarten der Weißrückenspecht (Rotbuchen) und der Mittelspecht (Eichen) geeignet. Eine aktuelle Untersuchung zeigt, dass im Wiener Anteil des Biosphärenparks zwischen 5 und 10 Reviere des Weißrückenspechts existieren (früher waren nur 1-2 Reviere bekannt). Dies ist vermutlich durch die Zunahme von abgestorbenen Ästen in Kronen lebender Bäume bedingt. Ausgezeichnete Studien gibt es über einen Fichtenwaldbewohner, den Dreizehenspecht. Hier wurde nachgewiesen, dass bei einem Totholz-Angebot von 33 m³/ha der Dreizehenspecht mit einer Wahrscheinlichkeit von über 90% auch in dem entsprechenden Bestand vorkommt und brütet. Viele andere Studien sind problematisch. So sind die Schwellenwerte von Jedicke mit Vorsicht zu genießen, da vorwiegend Wälder mit schlechten Bonitäten untersucht wurden. Prinzipiell sind Altholz- bzw. Totholz-Inseln besser als Einzelbäume. Flade schreibt, dass 5-7 Veteranenbäume pro Hektar viel für den Vogelschutz bringen und kostengünstig bis kostenneutral zu erreichen sind.

Nach der Mittagspause wurden verschiedene Aspekte der vormittags gehörten Präsentation ausführlicher diskutiert, die im Folgenden zu Themenkomplexen zusammengefasst sind:

Aktuelle forstliche Praxis im Wienerwald

Leo Sachslehner regte an, dass schon bei der Erstdurchforstung Rücksicht auf (potentielle) Höhlenbäume, insbesondere stehende Totbäume und Baumstümpfe („snags“), genommen werden sollte. Er wies auch auf das Problem großer Flächen mit Verjüngungsflächen ohne Altholz hin und forderte die Vermeidung solcher Situationen. **Gerhard Gruber** erklärte das Zustandekommen solcher größerer Verjüngungsflächen durch das zeitlich gestaffelte Aneinanderreihen kleinflächiger Nutzungen. Dadurch kann es im Zeitraum von 10 - 20 Jahren zu großflächigen, scheinbar gleichaltrigen Dickungen kommen.

Einzelne in einem Schlag stehen gelassene Buchen erleiden zumeist einen Sonnenbrand und fallen - dem Wind ausgesetzt - zumeist rasch um. Daher sind im Dickungsstadium kaum „Überhälter“ zu sehen, auch wenn solche auf Nutzungsflächen stehengelassen wurden.

In Teilen des Wienerwalds scheinen Buchen verstärkt unter Stress zu kommen, die Ursachen sind unklar. Die Rolle des Buchenborkenkäfers ist im Detail ebenfalls unklar. Weiters brachte **Leo Sachslehner** eine Verlängerung der Umtriebszeiten in die Diskussion ein. Damit wird der Zeitraum verlängert, in dem der entsprechende Bestand als Habitat für Höhlenbrüter dient. Die generelle Verlängerung der Umtriebszeit ist laut **Gerhard Gruber** von der Forstwirtschaft aber kaum zu erwarten, denn der maximale Ertrag ist bei den bereits oben erwähnten Umtriebszeiten gegeben (Buche: bei ca. 100 – 120 Jahren; Eiche bei ca. 150 – 160 Jahren).

Vögel – Zielarten, Schwellenwerte

Als weitere potentielle Zielarten, neben dem zuvor genannten Weißrücken- und Mittelspecht, führte **Leo Sachslehner** noch den Halsbandschnäpper, die Hohltaube und den Zwergschnäpper an. **Gabor Wichmann** stellte eine Hochrechnung für den Weißrückenspecht im Wienerwald an. Ein Brutpaar des Weißrückenspechts benötigt etwa 100 ha Waldfläche. Die Kernzonen könnten damit 20-30 Brutpaaren als Lebensraum dienen. Dies ist aber unterhalb

des Schwellenwerts einer „Minimum Viable Population“ (MVP), d.h. diese Populationsgröße ist zu klein, um einen dauerhaften Bestand des Weißrückenspechts im Wienerwald zu gewährleisten. Zudem wies **Gabor Wichmann** auf Studien von BirdLife International hin. So wird vorgeschlagen, 5% des Wirtschaftswaldes nicht zu nutzen, dies sind etwa 12-15 Stämme je Hektar. Aufbauend auf einer wissenschaftlichen Studie über Totholz-Pilze wird verschiedentlich auch der Schwellenwert von mindestens 20 m³ Totholz je Hektar genannt.

Beispiele für ein nachhaltiges Totholzmanagement anderswo

Genannt wurden: Die Arbeiten von Prof. Spörk für den Malteser Ritterorden und das WWF-Gebiet bei Marchegg (Ansprechpartner: Gerhard Neuhauser).

Resümee und Vorschläge für die forstliche Praxis im Wienerwald

Für **Gerhard Gruber** sind als Ergebnis der vorangegangenen Diskussion mehrere Aspekte für die forstliche Praxis besonders hervorzuheben. So gilt es bereits in den Durchforstungsphasen Rücksicht auf Höhlenbäume und Totholzanzwarter zu nehmen. Das bedeutet auch: wo durch Zufall (Blitz, Wind etc.) Totholz oder Krüppelbaumwuchs entsteht, da sollte man es auch belassen. Das gezielte Erzeugen von Totholz in Form von Hochstümpfen ist mit der forstlichen Praxis nicht vereinbar. Lässt sich Rotfäule schon von außen erkennen, dann sollte dieser Baum bei der Durchforstung nicht umgeschnitten werden. Bei der Planung des Hiebsfortschritts sollte darauf Rücksicht genommen werden, dass durch das Aneinanderreihen von Nutzungsflächen keine großen Verjüngungs-/Dickungsflächen ohne dazwischenliegende Altholzbestände entstehen. **Norbert Sauberer** wies darauf hin, dass neben der Notwendigkeit flächiger, allgemein lebensraumverbessernder Maßnahmen für bestimmte totholzbewohnende Arten auch spezielle Artenschutzmaßnahmen notwendig sind. So müssten etwa die wenigen noch vorhandenen Populationen der vom Aussterben bedrohten Totholzkäfer gezielt gefördert werden. **Gabor Wichmann** wies auf seine bisherigen Erfahrungen mit Förstern hin. So ist es besser Veränderungen der Bewirtschaftungsweise gemeinsam zu erarbeiten, als einfach nur auf eine Nicht-Bewirtschaftung zu zielen („bitte bewirtschaftet den Bestand anders und NICHT bewirtschaftet ihn nicht!“).

Zweites Treffen am 7.7.2006

Teilnehmer: Johannes Frühauf (selbstständig bzw. BirdLife Österreich), Heike Kappes (Universität Köln), Alexander Urban (Universität Wien)
Veranstalter: Norbert Milasowszky, Leo Sachslehner, Norbert Sauberer

Wie beim ersten Expertentreffen wurde der Tag mit Kurzpräsentationen zu den Themen Totholz mengen im Wirtschafts- und Urwald und Biosphärenpark Wienerwald eingeleitet. Es folgten Kurzpräsentationen der eingeladenen Expertinnen und Experten.

Der Forschungsschwerpunkt von **Heike Kappes** liegt bei der Schneckenfauna des Waldes, insbesondere bei den Zusammenhängen zwischen Totholz und Schnecken. Sie war aber auch an einer größeren Studie über totholzbewohnende Insekten beteiligt und kann ihre hierbei gewonnenen Erfahrungen einbringen. **Heike Kappes** berichtete, dass die Schneckenfauna an und beim Totholz arten- und individuenreicher ist als ein vergleichbarer totholzarmer Waldbestand. So lassen sich in einem Quadratmeter totholzreichen Waldbodens bis zu 4000 Schneckenindividuen zählen. Warum ist Totholz so wichtig für die Schnecken? Die Gründe sind: indirekte Förderung durch größere Strukturvielfalt, erhöhte Feuchtigkeitsspeicherung, Laubstreu akkumuliert und bleibt länger liegen, und ein gesteigertes Nahrungsangebot für Schnecken. Als Beispiele für Arten mit Schwerpunkt vorkommen an Totholz nannte **Heike Kappes** *Discus rotundatus* und *D. ruderatus*, beide Arten leben unter sich ablösender Rinde; *Cochlodina laminata*, fast ausschließlich an Totholz zu finden; die Gattungen *Helicodonta* und *Isognomostoma* bzw. der Pilzschnecke (*Malacolimax tenellus*), alle sehr häufig am Totholz; *Daudebardia* sp. hat neben Totholz auch Schutt als bevorzugten Lebensraum. Neben Totholz ist auch anstehendes Gestein (Fels) für viele Arten ein essentiell wichtiges Strukturmerkmal. Bei den Käfern ist ein Totholzvolumen von 20 m³/ha/Baumart (Extrapolation) für ein mehr oder

weniger komplettes Artenspektrum notwendig. Grundlage für eine Auftrennung nach Baumarten ist u.a. die unterschiedliche Strukturierung der Rinde z.B. bei Buche und Eiche. Totholz ist auch Überwinterungshabitat vieler Käfer (aber auch von Hymenopteren und anderen Gruppen). Zielsetzung muss es ferner sein, verschiedene Zersetzungsstadien im Wald zu belassen. Sowohl liegendes als auch stehendes Totholz ist notwendig. Liegendes Totholz ist bei höherer Feuchte und geringeren Temperaturen weniger geeignet für Käfer, während für Schnecken jedes liegende Totholz wichtig ist.

Alexander Urban ist Pilzexperte am (ehemaligen) Institut für Botanik in Wien. Er wies zunächst auf die für Pilze so wichtigen Sukzessionsstadien des Totholzes hin. Während der Initialphase ist die Erstgarnitur an Pilzarten noch nicht so groß; viele Porlinge sind darunter. Erstbesiedler haben schwierige Wuchsbedingungen und monopolisieren zunächst große Teile des Totholzes. Es gibt Spezialisten für verschiedene Baumarten bzw. -gattungen. Die Erstgarnitur bleibt längere Zeit dominant. In der Optimalphase der Zersetzung findet man die größte Artenvielfalt. Oft sind es recht kleine Pilze mit kurzlebigen Fruchtkörpern, die den Porlingen nachfolgen. Diese Arten beschränken sich auf engräumigere Bereiche des Totholzes. In der abschließenden Finalphase nehmen mehr und mehr die Bodenpilze überhand. Etliche Studien aus den letzten Jahren beschäftigten sich mit den Unterschieden und Gemeinsamkeiten der Pilzvergesellschaftung auf feinem und grobem Totholz (fine woody debris = FWD; coarse woody debris = CWD). Dabei zeigte sich, dass es durchaus komplementäre Artbestände gibt und v.a. die kleineren Arten häufig auf FWD zu finden sind. FWD ist auch insofern sehr wichtig, da bei den Pilzen (v.a. bei den Ascomyceten) die Anzahl der Infektionsprozesse von großer Bedeutung ist. Da FWD im Wirtschaftswald viel häufiger als CWD vorhanden ist, spielt es eine wichtige Rolle für die Aufrechterhaltung der Artenvielfalt. In früheren Zeiten, als das Sammeln von Brennholz noch eine viel größere Rolle spielte, war auch FWD in vielen siedlungsnahen Wäldern eine Mangelware. **Alexander Urban** betonte auch die Wichtigkeit verschiedener Baumarten für diverse Pilzarten. So gibt es Spezialisten für Ulmen- oder Kirschen-Totholz. Dies bedeutet, auch diese Baumarten müssten in ein Totholz-Management miteinbezogen werden. Auf stehendem Totholz gibt es weniger Arten, aber einige davon sind sehr selten und stark gefährdet. Als ein Beispiel nannte er *Buglossoporus pulvinus* auf stehenden Eichen. Diese Art ist auch eine Zielart des UK Biodiversity Action Plan (<http://www.ukbap.org.uk/UKPlans.aspx?ID=174#1> und http://www.ukbap.org.uk/library/reporting_pdfs/UKListID174_2002.pdf).

Ein interessanter Spezialist ist auch *Inonotus nidus-pici*, den man nur bei Spechthöhlen findet. Weiters wies **Alexander Urban** auf die Wichtigkeit des Belassens von einzelnen Veteranenbäumen für den lokalen Fortbestand von Mykorrhiza-Pilzen hin. Auf die Frage nach Hotspots der Pilz-Artenvielfalt im Wienerwald nannte **Alexander Urban** insbesondere die östlichen Teile des Wienerwaldes, die viele thermophile Arten beherbergen.

Wirtschaftswald versus Naturwaldzellen: Viele seltene Totholzbewohner sind auf Altbestände beschränkt, denn sie sind zum Teil sehr anspruchsvoll, was die Gesamtheit der Habitatanforderungen betrifft (Wärme, Feuchtigkeit, Bestandsstruktur). Sie sind daher oft nur von wenigen, oft kleinräumigen Fundpunkten bekannt. Bei einigen der besonders artenreichen Standorte könnte es sich um Naturwaldzellen bzw. Naturwaldreservate handeln, deren Lage jedoch nicht veröffentlicht ist. Die großen Altbestände des Lainzer Tiergartens sind potentiell sehr wertvoll. Es wäre wünschenswert, nahe Waldbestände in das Schutzgebiet Johannser Kogel einzubeziehen, um den dort befindlichen Arten eine Ausbreitungsmöglichkeit zu geben, denn die Eichenbestände des Johannserkogels befinden sich bereits in der Zerfallsphase. Die umfangreichste Erhebung der Pilzdiversität auf Flächen des Wienerwaldes wurde im Zuge der Dissertation von Irmgard Krisai-Greilhuber durchgeführt, im wesentlichen in naturnahen Beständen. Im Zuge dieser Arbeit konnten viele Erstnachweise erbracht werden. Der aktuelle Wissensstand über die Verbreitung von Pilzarten im Gebiet basiert im wesentlichen auf der Arbeit der Österreichischen Mykologischen Gesellschaft, eines wissenschaftlichen Vereins, der von ehrenamtlichen Mitgliedern getragen wird. Quantitative Vergleiche zwischen Forsten verschiedener Bewirtschaftungsart und naturnahen Beständen liegen derzeit für den Wienerwald nicht vor. Vieles ist noch nicht erforscht, so auch das unterschiedliche Ausbreitungsverhalten verschiedener Pilzarten. Es gibt Arten mit robusten und mit kurzlebigen (d.h. nicht UV-resistenten) Sporen. Das meiste Wissen über die Ausbreitungsökologie der Pilze

stammt aus Studien, die in borealen Fichtenwäldern durchgeführt wurden. Inwieweit diese Ergebnisse auf die Buchenwälder des Wienerwalds übertragen werden können, ist nicht bekannt.

Den Vormittag schloss **Johannes Frühauf** ab. Die schon in der Vorwoche begonnene Diskussion über geeignete Zielarten wurde fortgesetzt. **Johannes Frühauf** schilderte, dass es im Wienerwald (zumindest in Teilen) auffallend hohe Dichten bei Vogelarten gibt, die anderorts als Zielarten Verwendung finden. Als Beispiel nannte er etwa den Halsbandschnäpper. Diese Art, den Mittelspecht und unter Umständen auch den Gartenbaumläufer könnte man als Zielarten in eichenreichen Beständen heranziehen. Generell weisen rauborkige Bäume ein erhöhtes Insektenangebot auf. Bei Buche ist daher das Baumalter entscheidend. Ab einem Alter von etwa 200 Jahren, was natürlich in Wirtschaftswäldern nie erreicht wird, beginnt auch die Borke der Buche stärker rissig zu werden. In diesem Stadium können dann auch Mittelspecht und Gartenbaumläufer Buchenreinbestände nutzen. Mit dem Baumalter des Bestandes korrelieren fast alle anderen für den Vogelartenreichtum wichtigen Faktoren, wie etwa die Totholzmenge. Der Weißrückenspecht als Zielart bei Buchenwäldern ist prinzipiell geeignet, nachteilig ist die geringe Dichte dieser Art. Der Schwarzspecht ist teilweise auch geeignet, jedoch besiedelt er auch regelmäßig jüngere Buchenbestände. **Leo Sachslehner** brachte die Hohltaube als Zielart ein. Hier merkte **Johannes Frühauf** an, dass die Hohltaube neben einem Baumhöhlenangebot auch Offenland für die Nahrungssuche benötigt. Große geschlossene Wälder werden daher nur am Rand besiedelt. Größere Altholzinseln erscheinen **Johannes Frühauf** am sinnvollsten.

Der Nachmittag stand wieder im Zeichen der Diskussion, zusammengefasst zu Themenkomplexen:

Aktuell wahrgenommene Probleme mit der forstlichen Praxis im Wienerwald

Johannes Frühauf sprach zwei Problemfelder an. Einerseits stellte er fest, dass die ÖBF mit den Umtriebszeiten derzeit eher hinunter als hinauf gehen, und andererseits bemängelte er die häufige Aufforstung von Lärchen auf potentiellen Eichenstandorten. Allgemein sprach sich **Johannes Frühauf** für eine Förderung der Eichen aus. **Leo Sachslehner** berichtete von negativen Erfahrungen aus dem Lainzer Tiergarten (ein Naturschutzgebiet!!). Hier wurden in den letzten 15 Jahren viele interessante Altbäume und stehendes Totholz umgeschnitten, auch wenn dadurch nicht die offiziellen Wege gefährdet waren. Die zuständigen Förster sprachen von einem Missverständnis mit den kaum deutsch sprechenden (oft slowakischen) Forstarbeitern. Daher braucht es eine Anleitung sowohl der Förster als auch der Forstarbeiter. Alexander Urban hat gute Kontakte zum Forstinstitut im slowakischen Zvolen, sodass für die Forstarbeiter ein Informationsblatt auf slowakisch erarbeitet werden könnte.

Beispiele für ein nachhaltiges Totholzmanagement anderswo

Als ein gutes Beispiel für langfristiges Totholzmanagement im Wirtschaftswald nannte **Heike Kappes** das Forstamt Neuhäusl im Staatsforst Westerwald. Das derzeitige Ziel ist ein durchschnittliches Totholzvolumen von 10 m³/ha. Es wird ausschließlich Plenternutzung durchgeführt. Forstlich nicht interessante, da stark verzweigte Bäume (sogenannte Protzbäume) werden stehen gelassen. Da Totholz auch für den Nährstoffkreislauf wichtig ist, wird möglichst viel im Wald liegen gelassen. Als ein weiteres interessantes Beispiel fügte **Heike Kappes** das Öko-Konto von Rheinland-Pfalz an. Altbäume (Veteranenbäume) und Höhlenbäume werden erhoben.

Zielarten und Schwellenwerte

Heike Kappes schlug folgende Schnecken als mögliche Zielarten vor: Glatte Schließmundschnecke (*Cochlodina laminata*), Riemenschnecke (*Helicodonta* sp.), Maskenschnecke (*Isognomostoma isognomostomos*) und Pilzschneigel (*Malacolimax tenellus*). **Alexander Urban** könnte sich als Zielarten insbesondere die Lackporlinge (*Ganoderma* sp.) vorstellen, die ein- bis mehrjährige Fruchtkörper haben: Kupferroter Lackporling (*Ganoderma pfeifferi*) auf Buche und Glänzender bzw. Wulstiger Lackporling (*G. lucidum* & *adspersum*) auf Eiche. Eine Zielart mit kurzlebigen Fruchtkörper ist der Ringlose Hallimasch (*Armillaria tabescens*). Zu den großen, auffälligen Arten, die auch als „flagship species“ geeignet wären, zählen z.B. auch: Laubholz-Harzporling (*Ischnoderma resinosum*, auf Buche), Klapperschwamm od. Maitake (*Grifola frondosa*, v.a. an Eiche), Eichhase (*Dendropolyporus umbellatus*, auf Buche und Eiche) und Stachelbart-Arten (*Hericium* spp.). Viele dieser Arten treten jedoch nur sporadisch in Erscheinung, im Gegensatz zum im Wienerwald häufigen, mehrjährigen Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*). In zweiter Linie wären folgende weitere Zielarten vorstellbar: Fleischfarbener Spaltporling (*Schizopora flavipora* auf Buche, Eiche, Hainbuche u.a.), Eichen-Mosaikschichtpilz (*Xylobulus frustulatus*, auf Eiche), und viele andere, kleinere Arten. Die zu den Blätterpilzen zählenden Totholzbewohner (z.B. *Pluteus* spp.) sind ebenfalls artenreich und potentiell wertvolle Indikatoren, ihr praktischer Nutzen wird jedoch durch die Kurzlebigkeit der Fruchtkörper limitiert. **Alexander Urban** nannte als Kriterien für etwaige Zielarten den Zeigerwert (Sukzessionsphasen, Spezialisierung etc.), die Wirtsspezifität, Seltenheit, Stetigkeit und Schutzwürdigkeit, die Bestimmbarkeit im Feld, die Erscheinungszeit (langlebig oder kurzlebig), auch mit Hinblick auf mögliche Monitoring-Programme, und die Pathogenizität (d.h. es sollten für den Förster unproblematische Arten sein). Weiters sollten verschiedene Waldtypen damit repräsentiert werden. Der praktische Indikatorwert vieler besonders seltener und schützenswerter Arten, wie z.B. *Buglossoporus pulvinus* oder *Inonotus nidus-pici* ist wahrscheinlich gerade durch deren mangelnde Stetigkeit eingeschränkt. Vor der endgültigen Festlegung der Zielarten wäre es sinnvoll, die Auswahlkriterien genau zu definieren.

Resümee und Vorschläge für die forstliche Praxis im Wienerwald

Norbert Milasowszky und **Alexander Urban** meinten, dass sowohl krüppelige Bäume, als auch vereinzelt große gesunde Individuen vom Endhieb verschont werden sollten. Die letzteren zur Aufrechterhaltung der genetischen Variabilität des Bestandes. **Norbert Sauberer** fragte die Experten, ob man einen Schwerpunkt auf die Verbesserung der Matrix oder auf die Schaffung von totholzreichen Korridoren legen sollte. **Johannes Frühauf** sprach sich darauf hin für eine generelle Verbesserung der Matrix aus, da es im nicht klar erscheint, an welchen Zielarten man das Funktionieren von Korridoren aufhängt und misst.

B) Durchgesehene, aber nicht zitierte Literatur zum Thema Totholz und Biodiversität

- Alexander, K. 2003: The British saproxylic invertebrate fauna. People's Trust for Endangered Species, 3 pp.
- Angelstam, P., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G., Roberge, J.-M. 2003: Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation: Dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40: 473-482.
- Arbeitsgruppe Ökologie in der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg (Leitung: H. Volk) 1993: Lebensraum Totholz: Vorschläge für die forstliche Praxis. Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 45: 1-11.
- Barbalat, S. 1996: Influence of forest management on three wood-eating beetle families in the Areuse gorges (Canton of Neuchatel, Switzerland). *Revue Suisse de Zoologie* 103: 553-564.
- Barbalat, S. 1998: Importance of forest structures on four beetle families (Col.: Buprestidae, Cerambycidae, Lucanidae and phytophagous Scarabaeidae) in the Areuse Gorges (Neuchatel, Switzerland). *Revue Suisse de Zoologie* 105: 569-580.
- Beneke, C. & Manning, D.B. 2003: Coarse Woody Debris (CWD) in the Weberstedter Holz, a near Natural Forest in Central Germany. Online Working Report [<http://www.flec.kvl.dk/natman/html/getfile.asp?vid=583>], 17 pp.
- Birtele, D. 2003: The succession of saproxylic insects in dead wood: a new research method. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity', Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, 95, Suppl. 2: 91-93.
- Bjørnlund, L., Vestergård, M., Johansson, S., Nyborg, M., Steffensen, L., Christensen, S. 2002: Nematode communities of natural and managed beech forests - a pilot survey. *Pedobiologia* 46: 53-62.
- Blaschke, M. 2006: Pilze an der Schwarzpappel. LWF Wissen 52: 39-41.
- Blaschke, M. 2006: Eingefrorener Wasserfall im herbstlichen Buchenwald: Der Ästige Stachelbart - Pilz des Jahres 2006. LWF aktuell 53: 20-21.
- Bobiec, A. 2002: Living stands and dead wood in the Bialowieza forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 125-140.
- Bouget, C., Duelli, P. 2004: The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biol. Conserv.* 118: 281-299.
- Buddle, C.M. 2001: Spiders (Araneae) associated with downed woody material in central Alberta, Canada. *Agricultural and Forest Entomology* 3: 241-251.
- Cavalli, R., Donini, F. 2003: Possible management actions to increase the amount of dead and marcescent wood. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity', Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, 95, Suppl. 2: 45-48.
- Chumak, V., Duelli, P., Rizun, V., Obrist, M.-K., Wirz, P. 2005: Arthropod biodiversity in virgin and managed forests in Central Europe. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 101-110.
- Crites, S., Dale, M.R.T. 1998: Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Canadian Journal of Botany* 76: 641-651.
- Dziock, F. 2006: Wohnraumangebot meist mehr als knapp - Schwebfliegenlarven brauchen feuchte Mulmhöhlen. LWF aktuell 53: 8-9.
- Eliasson, P., Nilsson, S.G. 2002: 'You should hate young oaks and young noblemen': The environmental history of oaks in eighteenth- and nineteenth-century Sweden. *Environmental History* 7: 659-677.
- English Nature 1994: Invertebrates conservation and dead wood. Species conservation handbook, Peterborough, 459 pp.
- Enzenhofer, J. 1999: Waldbauliche Untersuchungen im Naturwaldreservat Rohrach. In: Grabherr, G. (Hrsg.): Ein Wald im Aufbruch - das Naturwaldreservat Rohrach (Vorarlberg, Österreich); Bristol-Schriftenreihe, 7: 49-71, Zürich.
- Falinski, J.B. 1978: Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. *Vegetatio* 38: 175-183.
- Ferris, R. & J.W. Humphrey 1999: A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72: 313-328.
- Frank, G. 1996: Biotopholz - Möglichkeiten der Umsetzung in der Praxis. In: Biotopholz - ein Nutzen für die Forstwirtschaft? BIOSA-Tagung am 20. Mai 1996, Langau bei Gaming, unveröffentlichter Tagungsbericht, 6 pp.

- Führer, E. 1996: Biotopholz - Eine Brutstätte für Forstschädlinge? In: Biotopholz - ein Nutzen für die Forstwirtschaft? BIOSA-Tagung am 20. Mai 1996, Langau bei Gaming, unveröffentlichter Tagungsbericht, 11 pp.
- Gamauf, Ch. 1996: Biotopholz und das Problem der Haftung. In: Biotopholz - ein Nutzen für die Forstwirtschaft? BIOSA-Tagung am 20. Mai 1996, Langau bei Gaming, unveröffentlichter Tagungsbericht, 9 pp.
- Geiser, R. 1994: Artenschutz für holzbewohnende Käfer (Coleoptera xylobionta). Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 18: 89-114.
- Geiser, R. 1996: Zur Gefährdungssituation holzbewohnender Käfer im Ostalpenraum. In: Biotopholz - ein Nutzen für die Forstwirtschaft? BIOSA-Tagung am 20. Mai 1996, Langau bei Gaming, unveröffentlichter Tagungsbericht, 28 pp.
- Gepp, J. 1996: Biotopholz und Biodiversität. In: Biotopholz - ein Nutzen für die Forstwirtschaft? BIOSA-Tagung am 20. Mai 1996, Langau bei Gaming, unveröffentlichter Tagungsbericht, 8 pp.
- Gibb, H., Pettersson, R.B., Hjalten, J., Hilszczanski, J., Ball, J.P., Johansson, T., Atlegrim, O., Danell, K. 2006: Conservation-oriented forestry and early successional saproxylic beetles: Responses of functional groups to manipulated dead wood substrates. Biol. Conserv. 129: 437-450.
- Goßner, M. 2006: Totholz und Rindenwanzen: Uralt und unbekannt - viele Arten stehen auf der Roten Liste. LWF aktuell 53: 12-13.
- Grove, S.J. 2002: Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. Ecological Indicators 1: 171-188.
- Grove, S.J. 2002: Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Ann.Rev.Ecol.Syst. 33: 1-23.
- Gruppe, A. 2006: Totholz im Kronenbereich - begehrter Lebensraum für Kamelhalsfliegen. LWF aktuell 53: 10-11.
- Gunnarsson, B., Nittérus, K., Wirdenäs, P. 2004: Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. Forest Ecology and Management 201: 229-239.
- Güthler, W., Market, R., Häusler, A., Dolek, M. 2005: Vertragsnaturschutz im Wald: Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. BfN-Skripten 146: 1-182.
- Hagan, J.M. & Grove, S.L. 1999: Coarse woody debris. Journal of Forestry 6-11.
- Hahn, K., Christensen, M. 2004: Dead wood in European forest reserves - a reference for forest management. In: Marchetti, M (ed.), Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationality; EFI Proceedings 51: 181-191.
- Hammond, H.E.J., Langor, D.W., Spence, J.R. 2001: Saproxylic beetles (Coleoptera) using *Populus* in boreal aspen stands of western Canada: spatiotemporal variation and conservation of assemblages. Canadian Journal of Forest Research 34: 1-19.
- Hanstein, U. 2000: Vom Geheimnis des Alterns - am Beispiel nordwestdeutscher Tiefland-Buchenwälder. Forst und Holz 55: 477-480.
- Hardersen, S. 2003: Two lowland beech-oak forest areas abandoned for more than 30 years: what do bird and beetle communities tell us? In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity', Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, 95 Suppl. 2: 33-36.
- Heilmann-Clausen, J., Aude, E., Christensen, M. 2005: Cryptogam communities on decaying deciduous wood - does tree species diversity matter? Biodiversity and Conservation 14: 2061-2078.
- Henkel, F. 2005: Rumäniens Urwälder heute. Nationalpark, 3/2005.
- Hohlfeld, F. 1997: Vergleichende ornithologische Untersuchungen in je sechs Bann- und Wirtschaftswäldern im Hinblick auf die Bedeutung des Totholzes für Vögel. Ornithologische Jahreshefte für Baden Württemberg 13: 1-127.
- Hövemeyer, K., Schauerer, J. 2003: Succession of Diptera on dead beech wood: A 10-year study. Pedobiologia 47: 61-76.
- Humphrey, J.W., Sippola, A.-L., Lempérière, G., Dodelin, B., Alexander, K.N.A. & Butler, J.E. 2004: Deadwood as an indicator of biodiversity in European forests: from theory to operational guidance. In: Marchetti, M (ed.), Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationality. EFI Proceedings 51: 193-206.
- Irmeler, U., Heller, K., Warning, J. 1996: Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). Pedobiologia 40: 134-148.
- Irmeler, U., Heller, K., Warning, J. 1997: Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) aus Totholz schleswig-holsteinischer Wälder. Faun.-Ökol. Mitt. 7: 307-318.
- Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H., Topp, W. 2004: Influence of deadwood on density of soil macroarthropods in a managed oak-beech forest. Forest Ecology and Management 194: 61-69.
- Jansová, I. 2006: Seasonal growth and dynamics of epixylic bryophytes in Bohemian old-growth forest. Journal of Bryology 28: 123-132.

- Jansová, I. & Soldán, Z. 2006: The habitat factors that affect the composition of bryophyte and lichen communities on fallen logs. *Preslia* 78: 67-86.
- Jokic, Z., Strätz, C., Müller, J. 2004: Waldökologischer Vergleich von Mittelwäldern und Eichenmischwäldern anhand der Landschneckenfauna. Auswirkungen der Mittelwaldnutzung auf die Zusammensetzung der Schneckenzönosen in Eichenmischwäldern. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36: 237-244.
- Jonsell, M. 2004: Old park trees: a highly desirable resource for both history and beetle biodiversity. *Journal of Arboriculture* 30: 238-244.
- Jonsell, M., Nordlander, G. 2002: Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157: 101-118.
- Jonsell, M., Weslien, J. 2003: Felled or standing retained wood - it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 175: 425-435.
- Jonsell, M., Nitterus, K., Stighall, K. 2004: Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biol. Conserv.* 118: 163-173.
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B. 1998: Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749-764.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. (eds.) 2001: Ecology of woody debris in boreal forests. *Ecological Bulletins* 49: 1-281.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. 2001: Ecology of coarse woody debris in boreal forests: future research directions. *Ecological Bulletins* 49: 279-281.
- Jonsson, M., Jonsell, M., Nordlander, G. 2001: Priorities in conservation biology: a comparison between two polypore-inhabiting beetles. *Ecological Bulletins* 49: 195-204.
- Jonsson, M., Nordlander, G. 2006: Insect colonisation of fruiting bodies of the wood-decaying fungus *Fomitopsis pinicola* at different distances from an old-growth forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 295-309.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B., Stokland, J.N. 2006: Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biol. Conserv.* 127: 477-486.
- Jüriado, I., Suija, A., Liira, J. 2006: Biogeographical determinants of lichen species diversity on islets in the West-Estonian Archipelago. *J.Veg.Sci.* 17: 125-134.
- Juutinen, A., Mönkkönen, M., Sippola, A.L. 2006: Cost-efficiency of decaying wood as a surrogate for overall species richness in boreal forests. *Conservation Biology* 20: 74-84.
- Kappes, H., Topp, W. 2004: Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biol. Conserv.* 13: 1905-1924.
- Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas, R.C., Goldsmith, F.B. 1998: Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *J.Appl.Ecol.* 35: 148-155.
- Klausnitzer, B. 1997: Gesunder Wald braucht totes Holz - Alt- und Totholz als Grundlage einer hohen Biodiversität. *Insecta (Berlin)* 4: 5-22.
- Knohl, A., Schulze, E.D., Kolle, O., Buchmann, N. 2003: Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 118: 151-167.
- Kosinski, Z., Winiecki, A. 2005: Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: a macrohabitat approach. *J. Ornithol.* 146: 263-270.
- Kost, G. 1989: Bannwälder als Refugien für gefährdete Pilze. *Natur und Landschaft* 64: 578-582.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fischer, F. 2006: General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131: 433-445.
- Lindhe, A., Lindelöw, A. 2004: Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1-20.
- Lindhe, A., Åsenblad, N., Toresson, H.G. 2004: Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak - nine years of saproxylic fungi succession. *Biol. Conserv.* 119: 443-454.
- Lindhe, A., Lindelöw, A., Åsenblad, N. 2005: Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14: 3033-3053.
- Lindström, K. 2003: Wood-living bryophyte species diversity and distribution - differences between small-stream and upland spruce forests. Degree Thesis in Biology, Department of Studies in Biology and Environmental Sciences (BMG), Umeå University, Sweden, 19 pp.
- Löhmus, A., Löhmus, P., Remm, J., Vellak, K. 2005: Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. *Forest Ecology and Management* 216: 201-215.
- Longo, L. 2003: "Habitat trees" and other actions for birds. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. pp. 49-50. Sherwood.
- Lorenz, J. 2005: Schnellmethode der Totholz-Strukturkartierung: eine Methode zur Bewertung von Waldbeständen in FFH-Gebieten und Naturwaldreservaten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37: 342-349.

- Marage, D., Lemperiere, G. 2005: The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annals of Forest Science* 62: 135-142.
- Martikainen, P. 2001: Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205-218.
- Martikainen, P. 2003: Saproxylic beetles in boreal forests: temporal variability and representativeness of samples in beetle inventories. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. pp. 83-85. Sherwood.
- Martikainen, P., Kaila, L. 2004: Sampling saproxylic beetles: lessons from a 10-year monitoring study. *Biol. Conserv.* 120: 171-181.
- Martikainen, P., Kaila, L., Haila, Y. 1998: Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. *Conserv. Biol.* 12: 293-301.
- Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.) 2003: *Dead wood: a key to biodiversity. Proceedings of the International Symposium 29th-31st May 2003, Mantova (Italy)*, 95 Suppl 2. Compagnia delle Foreste, Arezzo, pp. 1-99. Sherwood.
- Matthes, U., Kurzmeier, D., Rosen, S. 2005: Die Linien-Intersekt-Stichprobe. Ein Verfahren zur großflächigen Erfassung von liegendem Totholz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37: 240-247.
- McComb, W., Lindenmayer, D. 1999: Dying, dead and down trees. In: Hunter, M.L. Jr. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, pp. 335-372.
- Meyer, P., Tabaku, V., Lüpke, B. von 2003: Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder - Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122: 47-58.
- Mikusinski, G., Angelstam, P. 1997: European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. *Vogelwelt* 118: 277-283.
- Mills, S.E., Macdonald, S.E. 2004: Predictors of moss and liverwort species diversity of microsites in conifer-dominated boreal forest. *J.Veg.Sci.* 15: 189-198.
- Mountford, E.P. 2002: Fallen dead wood levels in the near-natural beech forest at La Tillaie reserve, Fontainebleau, France. *Forestry* 75: 203-208.
- Mrosek, T., Balsillie, D. 2001: Kriterien und Indikatoren einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung auf Forstbetriebsebene. *Allgemeine Forstzeitschrift* 4/2001: 193-195.
- Müller, J., Bußler, H., Schmidt, O. 2004: Im Reich der Trophäenträger. *Nationalpark* 2/2004: 34-36.
- Muster, Ch. 1998: Zur Bedeutung von Totholz aus arachnologischer Sicht. Auswertung von Eklektorfängen aus einem niedersächsischen Naturwald. *Arachnologische Mitteilungen (Basel)* 15: 21-49.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G., Ranius, T. 2002: Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G., Ranius, T. 2003: Erratum to "Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests". *Forest Ecology and Management* 178: 355-370.
- Ódor, P., Standovár, T. 2002: Substrate specificity and community structure of bryophyte vegetation in a near-natural montane beech forest. *Community Ecology* 3:39-49.
- Ohlson, M., L. Söderström, G. Hörnberg, O. Zackrisson & J. Hermansson 1997: Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biol. Conserv.* 81: 221-231.
- Pfefferkorn-Dellali, V. & Türk, R. 2005: Die Flechten Vorarlbergs. *Vorarlberger Naturschau* 17: 1-247.
- Rademacher, C., Winter, S. 2003: Coarse woody debris in natural beech forests: Generic predictions of the simulation model BEFORE-CWD of quantity, spatial distribution and availability. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122: 337-357.
- Rambo, T.R. 2001: Decaying logs and habitat heterogeneity: Implications for bryophyte diversity in western Oregon forests. *Northwest Science* 75: 270-279.
- Ramskogler, K. 1996: Biotopholz - Eine wirtschaftliche Belastung für die Forstwirtschaft? In: *Biotopholz - ein Nutzen für die Forstwirtschaft?* BIOSA-Tagung am 20. Mai 1996, Langau bei Gaming, unveröffentlichter Tagungsbericht, 6 pp.
- Ranius, T. 2002: Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biol. Conserv.* 103: 85-91.
- Ranius, T., Jansson, N. 2000: The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biol. Conserv.* 95: 85-94.
- Ranius, T., Jansson, N. 2002: A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodiversity and Conservation* 11: 1759-1771.
- Reemer, M. 2005: Saproxylic hoverflies benefit by modern forest management (Diptera: Syrphidae). *Journal of Insect Conservation* 9: 49-59.

- Reif, A. 2000: Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 239-250.
- Reischütz, P.L. 1996: Die Molluskenfauna von Wäldern mit hohem Totholzanteil im Bereich des Wienerwaldes. *Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum* 9: 163-172.
- Renvall, P. 2003: Community dynamics and conservation of boreal wood-decaying fungi. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, 95, Suppl. 2: 87-89.
- Rolstad, J., Sætersdal, M., Gjerde, I., Storaunet, K.O. 2004: Wood-decaying fungi in boreal forest: are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biol. Conserv.* 117: 539-555.
- Roth, A., Kennel, E., Knoke, Th., Matthes, U. 2003: Die Linien-Intersekt-Stichprobe: Ein effizientes Verfahren zur Erfassung von liegendem Totholz? *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122: 318-336.
- Sandström, E. 2003: Dead wood: objectives, results and life-projects in Swedish forestry. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, pp. 37-39.
- Saniga, M., Schütz, J.P. 2001: Dynamics of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. *Journal of Forest Science* 47: 557-565.
- Saniga, M., Schütz, J.P. 2002: Relation of dead wood course within development cycle of selected virgin forests in Slovakia. *Journal of Forest Science* 48: 513-528.
- Schales, M. 1992: Ein Refugium für seltene Pilzarten. *Allgemeine Forstzeitschrift* 20/1992: 1107-1108.
- Scherzinger, W. 2003: Niche separation in European woodpeckers - reflecting natural development of woodland. *Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht* 48: 139-153.
- Scherzinger, W. 2004: Spechte im Wald von heute: Altholz, Totholz, Waldlichtungen. *Falke* 51: 74-77.
- Schlaghamersky, J. 2003: Saproxyllic invertebrates of floodplains, a particularly endangered component of biodiversity. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, 95, Suppl. 2: 15-18.
- Siitonen, J. 2003: Dead wood and saproxyllic species in Fennoscandian boreal forests: threats, conservation and management. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, pp. 61-63.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P., Rauh, J. 2000: Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Sippola, A.-L. 2001: Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. *Arctic Centre Reports* 35: 1-62.
- Sippola, A.L., Monkkonen, M., Renvall, P. 2005: Polypore diversity in the herb-rich woodland key habitats of Koli National Park in eastern Finland. *Biol. Conserv.* 126: 260-269.
- Sippola, A.L., Renvall, P. 1999: Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: A 40-year perspective. *Forest Ecology and Management* 115: 183-201.
- Smith, M.N. 2003: Saproxyllic beetles in Britain, an overview of the status and distribution of four Biodiversity Action Plan species. *People's Trust for Endangered Species*, 3 pp.
- Speight, M.C.D., Good, J.A. 2003: Development of eco-friendly forestry practices in Europe and the maintenance of saproxyllic biodiversity. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. Sherwood, 95, Suppl. 2: 73-77.
- Stähl, G., Ringvall, A., Fridman, J. 2001: Assessment of coarse woody debris - a methodological overview. *Ecological Bulletins* 49: 57-70.
- 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., Tomter, S.M., Söderberg, U. 2004: Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia. In: Marchetti, M (ed.), *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationality*; *EFI Proceedings*, 51: 207-226.
- Strätz, C. 2006: Ohne Totholz keine Schnecken - aktuelle Studie über Waldschnecken bringt es an den Tag. *LWF aktuell* 53: 16-17.
- Sverdrup-Thygeson, A. 2001: Can 'continuity indicator species' predict species richness or red-listed species of saproxyllic beetles? *Biodiversity and Conservation* 10: 815-832.
- Tabaku, V., Meyer, P. 1999: Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. *Forstarchiv* 70: 87-97.
- Taylor, R.J. & Doran, N. 2001: Use of terrestrial invertebrates as indicators of the ecological sustainability of forest management under the Montreal Process. *Journal of Insect Conservation* 5: 221-231.

- Tomialojc, L., Wesolowski, T. 1994: Die Stabilität der Vogelmehrheit in einem Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Bialowieza (Polen). *Orn. Beob.* 91: 73-110.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J., Zach, P. 2006: Litter-dwelling beetles in primeval forests of Central Europe: does deadwood matter? *Journal of Insect Conservation* 10: 229-239.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J., Zach, P. 2006: Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology & Biochemistry* 38: 43-50.
- Vacik, H., Egger, A., Koch, G., Kirchmeir, H. 2000: Totholzerhebung im Rahmen der Hemerobiebewertung in Südtirols Wäldern. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 117: 115-132.
- Vallauri, D. 2003: Dead wood, a gap in French managed forests. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. *Sherwood*, 95, Suppl. 2: 7-9.
- Vasiliauskas, R., Vasiliauskas, A., Stenlid, J., Matelis, A. 2004: Dead trees and protected polypores in unmanaged north-temperate forest stands of Lithuania. *Forest Ecology and Management* 193: 355-370.
- von Oheimb, G., Westphal, C., Tempel, H., Härdtle, W. 2005: Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). *Forest Ecology and Management* 212: 253-263.
- Welti, S. 1998: Totholzabhängige Käfer (Coleoptera) und Totholzangebot im Sihlwald (Kt. Zürich). Diplomarbeit, Zoologisches Museum der Universität Zürich.
- Wermelinger, B. 2003: Borkenkäfer: Der Herr der Rinde. *Bündnerwald*, 56: 12-16.
- Wermelinger, B., Duelli, P. & Obrist, M.K. 2002: Dynamics of saproxylic beetles (Coleoptera) in windthrow areas in alpine spruce forests. *For. Snow Landsc. Res.* 77 (1/2): 133-148.
- Wermelinger, B., Duelli, P. & Obrist, M.K. 2003: Windthrow stimulates arthropod biodiversity in forests. In: Mason, F., Nardi, G., Tisato, M. (eds.), *Proceedings of the international symposium 'Dead wood: a key to biodiversity'*, Mantova, May 29th-31st 2003. *Sherwood*, 95: 79-82.
- Wermelinger, B., Epper, C. & Schneider Mathis, D. 2002: Warum tote Käferbäume stehen lassen? *Wald und Holz* 83: 39-42.
- Wilson, B.F., McComb, B.C. 2005: Dynamics of dead wood over 20 years in a New England oak forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 682-692.
- Winkel, G., Schaich, H., Konold, W., Volz, K.-R. 2005: Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg 11: 1-398.
- Zach, P. 2003: The occurrence and conservation status of *Limoniscus violaceus* and *Ampedus quadrisignatus* (Coleoptera, Elateridae) in Central Slovakia. *People's Trust for Endangered Species*, 5 pp.